



ŚRODKOWO-POMORSKIE TOWARZYSTWO NAUKOWE  
OCHRONY ŚRODOWISKA

---

Rocznik  
Ochrona Środowiska  
Tom 14. Rok 2012

---

Koszalin 2012



MIDDLE POMERANIAN SCIENTIFIC SOCIETY  
OF THE ENVIRONMENT PROTECTION

---

Annual Set  
The Environment Protection  
Volume 14. Year 2012

---

Koszalin 2012

ISSN 1506-218X

**Scientific Committee – Editorial – Programming Board**

*Waldemar Borjaniec*  
(Scientific Secretary),  
*Tomasz Dąbrowski,*  
*Włodzimierz Deluga,*  
*Józef Domagała,*  
*Zdzisław Harabin,*  
*Jan Hehlmann,*  
*Alexander V. Ivanov (Russia),*  
*Seweryn Jurgielaniec,*  
*Karl E. Lorber (Austria),*  
*Lesław Macieik*  
(vice Secretary),  
*Hanna Obarska-Pempkowiak,*

*Michał Palica,*  
*Tadeusz Pałosz,*  
*Janusz Pempkowiak,*  
*Tadeusz Piecuch*  
(Chairman),  
*Jacek Piekarski*  
(vice Chairman),  
*Wojciech Piotrowski*  
(vice Chairman),  
*Czesława Rosik-Dulewska,*  
*Aleksander Szkarowski (Russia)*  
(vice Chairman),  
*Mirosław Szklarczyk,*  
*Kazimierz Szymański.*

**Editor in Chief – Scientific Editor**

*Tadeusz Piecuch*

**Technical Editors**

*Tomasz Dąbrowski, Janusz Dąbrowski*

**<http://ros.edu.pl>**

Annual Set The Environment Protection is covered by:  
Polish Ministry of Science and Higher Education – Part A, no. 776  
Journal Rankings of Environmental Science  
Master Journal List, Thomson Reuters

Partially funded by:  
Province Fund for Environmental Protection and Water Management in Szczecin

Publication of Middle Pomeranian Scientific Society  
of The Environment Protection  
Koszalin phone +48 94 3478524, +48 94 3410542 or 609800439

---

Edition 510 copies, 47 publishing sheets, format B-5  
Printed by: INTRO-DRUK, Koszalin

## Reviewers

Lucjan Agapow, *Szczecin University*  
Antonio Albuquerque, *University of Beira Interior, Covilhã, Portugal*  
Elżbieta Bezak-Mazur, *Kielce University of Technology*  
Stanisław Biedugnis, *Warsaw University of Technology*  
Wiesław S. Blaschke, *Institute of Mechanised Construction and Rock Mining,  
Katowice*  
Michał Bodzek, *Silesian University of Technology, Gliwice*  
Tadeusz Bohdal, *Koszalin University of Technology*  
Ljudmilla Bokányi, *University of Miskolc, Hungary*  
Jerzy Bykowski, *Poznań University of Life Sciences*  
Ryszard Cymerman, *University of Warmia and Mazury, Olsztyn*  
Andrzej Czerniak, *Poznań University of Life Sciences*  
Henryk Czyż, *West Pomeranian University of Technology, Szczecin*  
Goerge Deerberg, *Fraunhofer Institute for Environmental,  
Safety and Energy Technology*  
Józef Domagała, *Szczecin University*  
Lech Dzienis, *Białystok University of Technology*  
Władysław Gajewski, *Częstochowa University of Technology*  
Elżbieta Gawel-Luty, *Gniezno Milenium Higher School*  
Miroslav Gejdos, *Higer School of Health Education and Social Sciences*  
Adam Gierek, *Silesian University of Technology, Gliwice*  
Wiesława Głodkowska, *Koszalin University of Technology*  
Tomasz Heese, *Koszalin University of Technology*  
Agnieszka Hłobił, *Koszalin University of Technology*  
Jan Hehlmann, *Silesian University of Technology, Gliwice*  
Dušan Húska, *Slovak University of Agriculture in Nitra, Slovakia*  
Wojciech Janczukowicz, *University of Warmia and Mazury, Olsztyn*  
Michał Jasiulewicz, *Koszalin University of Technology*  
Janusz Jeżowiecki, *Wrocław University of Technology*  
Katarzyna Juda-Rezler, *Warsaw University of Technology*  
Władysław Kamiński, *Lodz University of Technology*  
Ewa Karwowska, *Warsaw University of Technology*  
Bożenna Kawalec-Pietrenko, *Gdańsk University of Technology*  
Krystyna Konieczny, *Silesian University of Technology, Gliwice*  
Jadwiga Królikowska, *Kraków University of Technology*  
Andrzej Królikowski, *Kraków University of Technology*  
Mirosław Krzemieniewski, *University of Warmia and Mazury, Olsztyn*  
Stanisław Krzykawski, *West Pomeranian University of Technology, Szczecin*  
Andrzej Kulig, *Warsaw University of Technology*  
Jacek Leśny, *Poznań University of Life Sciences*  
Aleksander Lutyński, *Silesian University of Technology, Gliwice*  
Andrzej Łapko, *Białystok University of Technology*  
Maria Łebkowska, *Warsaw University of Technology*  
Andrzej Łuszczkiewicz, *Wrocław University of Technology*

## Reviewers

Józef Malej, *Koszalin University of Technology*  
Anna Małachowska-Jutsz, *Silesian University of Technology, Gliwice*  
Tadeusz Marcinkowski, *Wrocław University of Technology*  
George Metaxas, *Technological Educational Institute of Piraeus, Greece*  
Stefan Mielewczyk, *Koszalin University of Technology*  
Dariusz Mikielwicz, *Gdańsk University of Technology*  
Jarosław Mikielwicz, *Institute of Fluid-Flow Machinery PAS, Gdańsk*  
Korneliusz Miksch, *Silesian University of Technology, Gliwice*  
Antoni T. Miler, *Poznań University of Life Sciences*  
Rafał Miłaszewski, *Białystok University of Technology*  
*University of Ecology and Management, Warszawa*  
Eugeniusz Mokrzycki, *Mineral and Energy Economy Research Institute PAS,*  
*Kraków*  
Jeremi Naumczyk, *Warsaw University of Technology*  
Hanna Obarska-Pempkowiak, *Gdansk University of Technology*  
Imrich Okenka, *Univerzite J. Selyeho v Komárne*  
Tadeusz Pałosz, *Koszalin University of Technology*  
Małgorzata Pawłowska, *Lublin University of Technology*  
Artur Pawłowski, *Lublin University of Technology*  
Lucjan Pawłowski, *Lublin University of Technology*  
Ksenia Pazdro, *Institute of Oceanology PAS, Sopot*  
Janusz Pempkowiak, *Institute of Oceanology PAS, Sopot*  
Tadeusz Piecuch, *Koszalin University of Technology*  
Jacek Piekarski, *Koszalin University of Technology*  
Wojciech Piotrowski, *Koszalin University of Technology*  
Jolanta Podedworna, *Warsaw University of Technology*  
Maciej Rogalski, *University of Szczecin*  
Czesława Rosik-Dulewska, *Institute of Environmental Engineering PAS, Zabrze*  
Lucica Rosu, *University of Constanta, Romania*  
Miroslawa Rutkowska, *Koszalin University of Technology*  
Zofia Sadecka, *University of Zielona Góra*  
Zygmunt Sadowski, *Wrocław University of Technology*  
Robert Sidelko, *Koszalin University of Technology*  
Jerzy Siepak, *Adam Mickiewicz University, Poznań*  
Lech Smoczyński, *University of Warmia and Mazury, Olsztyn*  
Jerzy Sobota, *Wrocław University of Environmental and Life Sciences*  
Izabela Sówka, *Wrocław University of Technology*  
Grzegorz Spychalski, *Koszalin University of Technology*  
Leszek Styszko, *Koszalin University of Technology*  
Joanna Surmacz-Górska, *Silesian University of Technology, Gliwice*  
Czesław Szafrański, *Poznań University of Life Sciences*  
Aleksander Szkarowski, *Koszalin University of Technology*  
*Saint-Petersburg State University of Architecture*  
*and Civil Engineering*

## **Reviewers**

Aleksander Szwichenberg, *Koszalin University of Technology*  
Kazimierz Szymański, *Koszalin University of Technology*  
Václav Tlapák, *Brno University of Technology, Czech Republic*  
Barbara Tora, *University of Science and Technology, Kraków*  
Wiesław Wasiak, *Adam Mickiewicz University, Poznań*  
Maciej Werno, *Koszalin University of Technology*  
Józefa Wiater, *Białystok University of Technology*  
Grzegorz Wielgosiński, *Lodz University of Technology*  
Krystian Wilk, *Silesian University of Technology, Katowice*  
Elżbieta Wilk-Woźniak, *Institute of Natural Environment Protection PAS, Kraków*  
Tomasz Winnicki, *The Karkonosze State Higher School, Jelenia Góra*  
*Higher Vocational State School, Kalisz*  
Jerzy Wira, *West Pomeranian University of Technology, Szczecin*  
Jacek Wiśniewski, *Wrocław University of Technology*  
Maria Włodarczyk-Makula, *Częstochowa University of Technology*  
Lidia Wolny, *Częstochowa University of Technology*  
Wanda Woronowicz, *Pomeranian University, Słupsk*  
Jan Valíček, *Technical University of Ostrava, Czech Republic*  
Vaclav Vesely, *Brno University of Technology, Czech Republic*  
Paweł Zarzycki, *Koszalin University of Technology*  
Jerzy Zwoździak, *Wrocław University of Technology*  
Antoni Żuchowicki, *Koszalin University of Technology*



ŚRODKOWO-POMORSKIE TOWARZYSTWO NAUKOWE  
OCHRONY ŚRODOWISKA

---

Rocznik  
Ochrona Środowiska  
Tom 14. Rok 2012

---

Koszalin 2012

**Komitet Naukowy – Wydawniczy – Rada Programowa**

*Waldemar Borjaniec*  
(Sekretarz Naukowy),  
*Tomasz Dąbrowski,*  
*Włodzimierz Deluga,*  
*Józef Domagała,*  
*Zdzisław Harabin,*  
*Jan Hehlmann,*  
*Alexander V. Ivanov (Rosja),*  
*Seweryn Jurgielanec,*  
*Karl E. Lorber (Austria),*  
*Lesław Macieik*  
(z-ca Sekretarza),  
*Hanna Obarska-Pempkowiak,*

*Michał Palica,*  
*Tadeusz Pałosz,*  
*Janusz Pempkowiak,*  
*Tadeusz Piecuch*  
(Przewodniczący),  
*Jacek Piekarski*  
(z-ca Przewodniczącego),  
*Wojciech Piotrowski*  
(z-ca Przewodniczącego),  
*Czesława Rosik-Dulewska,*  
*Aleksander Szkarowski (Rosja),*  
(z-ca Przewodniczącego),  
*Mirosław Szklarczyk,*  
*Kazimierz Szymański.*

**Redaktor Naczelny – Redaktor Naukowy**

*Tadeusz Piecuch*

**Redaktor Techniczny**

*Tomasz Dąbrowski, Janusz Dąbrowski*

**<http://ros.edu.pl>**

Rocznik Ochrona Środowiska znajduje się w wykazie czasopism:  
Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego – Część A, poz. 776  
Journal Rankings of Environmental Science  
Master Journal List, Thomson Reuters

Dofinansowano ze środków:  
Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Szczecinie

Wydawnictwo Środkowo-Pomorskiego Towarzystwa  
Naukowego Ochrony Środowiska  
Koszalin tel. +48 94 3478524, +48 94 3410542 lub tel. kom. 609800439



## Recenzenci

Lucjan Agapow, *Uniwersytet Szczeciński*  
Antonio Albuquerque, *University of Beira Interior, Covilhã, Portugal*  
Elżbieta Bezak-Mazur, *Politechnika Świętokrzyska, Kielce*  
Stanisław Biedugnis, *Politechnika Warszawska*  
Wiesław S. Blaschke, *Instytut Mechanizacji Budownictwa i Górnictwa Skalnego, Katowice*  
Michał Bodzek, *Politechnika Śląska, Gliwice*  
Tadeusz Bohdal, *Politechnika Koszalińska*  
Ljudmilla Bokányi, *University of Miskolc, Hungary*  
Jerzy Bykowski, *Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*  
Ryszard Cymerman, *Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*  
Andrzej Czerniak, *Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*  
Henryk Czyż, *Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny, Szczecin*  
Goerge Deerberg, *Fraunhofer Institute for Environmental, Safety and Energy Technology*  
Józef Domagała, *Uniwersytet Szczeciński*  
Lech Dzienis, *Politechnika Białostocka*  
Władysław Gajewski, *Politechnika Częstochowska*  
Elżbieta Gaweł-Luty, *Gnieźnieńska Szkoła Wyższa Milenium*  
Miroslav Gejdos, *Wyższa Szkoła Edukacji Zdrowotnej i Nauk Społecznych*  
Adam Gierek, *Politechnika Śląska, Gliwice*  
Wiesława Głodkowska, *Politechnika Koszalińska*  
Tomasz Heese, *Politechnika Koszalińska*  
Agnieszka Hłobił, *Politechnika Koszalińska*  
Jan Hehlmann, *Politechnika Śląska, Gliwice*  
Dušan Húska, *Slovak University of Agriculture in Nitra, Slovakia*  
Wojciech Janczukowicz, *Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*  
Michał Jasiulewicz, *Politechnika Koszalińska*  
Janusz Jeżowiecki, *Politechnika Wrocławska*  
Katarzyna Juda-Rezler, *Politechnika Warszawska*  
Władysław Kamiński, *Politechnika Łódzka*  
Ewa Karwowska, *Politechnika Warszawska*  
Bożenna Kawalec-Pietrenko, *Politechnika Gdańska*  
Krystyna Konieczny, *Politechnika Śląska, Gliwice*  
Jadwiga Królikowska, *Politechnika Krakowska*  
Andrzej Królikowski, *Politechnika Krakowska*  
Miroslaw Krzemieniewski, *Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*  
Stanisław Krzykawski, *Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny, Szczecin*  
Andrzej Kulig, *Politechnika Warszawska*  
Jacek Leśny, *Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*  
Aleksander Lutyński, *Politechnika Śląska, Gliwice*  
Andrzej Łapko, *Politechnika Białostocka*  
Maria Łebkowska, *Politechnika Warszawska*  
Andrzej Łuszczkiewicz, *Politechnika Wrocławska*

## Recenzenci

Józef Malej, *Politechnika Koszalińska*  
Anna Małachowska-Jutsz, *Politechnika Śląska, Gliwice*  
Tadeusz Marcinkowski, *Politechnika Wroclawska*  
George Metaxas, *Technological Educational Institute of Piraeus, Greece*  
Stefan Mielewczyk, *Politechnika Koszalińska*  
Dariusz Mikielwicz, *Politechnika Gdańska*  
Jarosław Mikielwicz, *Instytutu Maszyn Przepływowych PAN, Gdańsk*  
Korneliusz Miksch, *Politechnika Śląska, Gliwice*  
Antoni T. Miler, *Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*  
Rafał Miłaszewski, *Politechnika Białostocka*  
*Wyższa Szkoła Ekologii i Zarządzania, Warszawa*  
Eugeniusz Mokrzycki, *Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi  
i Energią PAN, Kraków*  
Jeremi Naumczyk, *Politechnika Warszawska*  
Hanna Obarska-Pempkowiak, *Politechnika Gdańska*  
Imrich Okenka, *Univerzite J. Selyeho v Komárne*  
Tadeusz Pałosz, *Politechnika Koszalińska*  
Małgorzata Pawłowska, *Politechnika Lubelska*  
Artur Pawłowski, *Politechnika Lubelska*  
Lucjan Pawłowski, *Politechnika Lubelska*  
Ksenia Pazdro, *Instytut Oceanologii PAN, Sopot*  
Janusz Pempkowiak, *Instytut Oceanologii PAN, Sopot*  
Tadeusz Piecuch, *Politechnika Koszalińska*  
Jacek Piekarski, *Politechnika Koszalińska*  
Wojciech Piotrowski, *Politechnika Koszalińska*  
Jolanta Podedworna, *Politechnika Warszawska*  
Maciej Rogalski, *Uniwersytet Szczeciński*  
Czesława Rosik-Dulewska, *Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, Zabrze*  
Lucica Rosu, *University of Constanta, Romania*  
Mirosława Rutkowska, *Politechnika Koszalińska*  
Zofia Sadecka, *Uniwersytet Zielonogórski*  
Zygmunt Sadowski, *Politechnika Wroclawska*  
Robert Sidelko, *Politechnika Koszalińska*  
Jerzy Siepak, *Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, Poznań*  
Lech Smoczyński, *Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*  
Jerzy Sobota, *Uniwersytet Przyrodniczy, Wrocław*  
Izabela Sówka, *Politechnika Wroclawska*  
Grzegorz Sychalski, *Politechnika Koszalińska*  
Leszek Styszko, *Politechnika Koszalińska*  
Joanna Surmacz-Górska, *Politechnika Śląska, Gliwice*  
Czesław Szafranski, *Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*  
Aleksander Szkarowski, *Politechnika Koszalińska*  
*Saint-Petersburg State University of Architecture  
and Civil Engineering*

## **Recenzenci**

Aleksander Szwichtenberg, *Politechnika Koszalińska*  
Kazimierz Szymański, *Politechnika Koszalińska*  
Václav Tlapák, *Brno University of Technology, Czech Republic*  
Barbara Tora, *Akademia Górniczo-Hutnicza, Kraków*  
Wiesław Wasiak, *Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, Poznań*  
Maciej Werno, *Politechnika Koszalińska*  
Józefa Wiater, *Politechnika Białostocka*  
Grzegorz Wielgoński, *Politechnika Łódzka*  
Krystian Wilk, *Politechnika Śląska, Katowice*  
Elżbieta Wilk-Woźniak, *Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków*  
Tomasz Winnicki, *Karkonoska Państwowa Szkoła Wyższa, Jelenia Góra*  
*Państwowa Wyższa Szkoła Zawodowa, Kalisz*  
Jerzy Wira, *Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny, Szczecin*  
Jacek Wiśniewski, *Politechnika Wroclawska*  
Maria Włodarczyk-Makuła, *Politechnika Częstochowska*  
Lidia Wolny, *Politechnika Częstochowska*  
Wanda Woronowicz, *Akademia Pomorska, Słupsk*  
Jan Valíček, *Technical University of Ostrava, Czech Republic*  
Vaclav Vesely, *Brno University of Technology, Czech Republic*  
Paweł Zarzycki, *Politechnika Koszalińska*  
Jerzy Zwoździak, *Politechnika Wroclawska*  
Antoni Żuchowicki, *Politechnika Koszalińska*

## Table of Contents

1. <b>Jin Yiyang, Wen Junjie, Nie Yongfeng, Chen Huanlin, Wang Guicai</b> <i>Biomass-biogas Recycling Technique Studies of Municipal Food Waste Disposal: A Review</i>	21
2. <b>Roman Babko, Grzegorz Łagód, Katarzyna M. Jaromin-Gleń</b> <i>Abundance and Structure of Ciliated Protozoa Community at the Particular Devices of "Hajdów" WWTP</i>	56
3. <b>Jacek Domski, Jacek Katzer, Dariusz Fajto</b> <i>Load-CMOD Characteristics of Fibre Reinforced Cementitious Composites Based on Waste Ceramic Aggregate</i>	69
4. <b>Yucheng Cao, Shengdao Shan</b> <i>Energy Recovery from Sewage Sludge</i>	81
5. <b>Vojtěch Václavík, Jan Valíček, Tomáš Dvorský, Tadeusz Hryniewicz, Krzysztof Rokosz, Marta Harničárová, Milena Kušnerová, Jaromír Daxner, Miroslava Bendová</b> <i>A Method of Utilization of Polyurethane after the End of Its Life Cycle</i>	96
6. <b>Zbigniew Suchorab</b> <i>In-situ Measurements of Moisture Using Surface TDR Probes</i>	107
7. <b>Marek Kiedrowicz, Krzysztof Rokosz, Zuzana Palková, Jan Valíček</b> <i>Evaluation of Water Needs of Plants Estimation Basing on Meteorological Measurements</i>	123
8. <b>Yucheng Cao, Lucjan Pawłowski</b> <i>Lublin Experience with Coincineration of Municipal Solid Wastes in Cement Industry</i>	132
9. <b>Łukasz Sługocki, Robert Czerniawski, Józef Domagała, Tomasz Krepski, Małgorzata Pilecka-Rapacz</b> <i>Zooplankton of Three Suburban Lakes in Relation to Selected Abiotic Conditions</i>	146
10. <b>Zuzana Palková, Tomáš Rodný, Imrich Okenka, Marek Kiedrowicz</b> <i>Principles of Process Controlling of Irrigation Systems Using Queuing Theory</i>	161
11. <b>Mariusz Sojka, Sadžide Murat-Błażejewska, Rafał Wróżyński</b> <i>Application of Digital Elevation Model and Aerial Photographs for Modelling Flood Prone Areas in Small Lowland Rivers</i>	172
12. <b>Vlastimil Kuběna, Jana Müllerová, Jan Valíček, Marta Harničárová, Tadeusz Hryniewicz, Krzysztof Rokosz, Vojtěch Václavík, Roman Michalovič</b> <i>Modifications Concerning the Combustion Air from the Pyrolysis Boiler</i>	182
13. <b>Alicja Kolasa-Więcek</b> <i>Forecasting CO<sub>2</sub> Emissions from Agriculture and Relationship with Some Variables in OECD Countries</i>	202
14. <b>Milena Kušnerová, Jan Valíček, Tadeusz Hryniewicz, Marta Harničárová, Krzysztof Rokosz, Vojtěch Václavík, Miroslava Bendová, Jana Müllerová</b> <i>A New Non-destructive Method of Alternative Determination of the Thermoelectric Cell Efficiency</i>	214
15. <b>Wiesław Stelmaszuk</b> <i>Adsorption of Sodium Cyanide on Activated Carbon</i>	225

16. <b>Lubomír Nagy, Zuzana Palková, Jan Valíček, Marek Kiedrowicz, Krzysztof Rokosz, Pavel Kovač</b> <i>Identification of Model Lightning System and Design of PID Controllers for the Purpose of Energy Savings by Using of MATLAB and Their Functionality in LabVIEW</i>	247
17. <b>Wiktor Sobczyk, Agnieszka Biedrawa-Kozik, Anna Kowalska</b> <i>Threats to Areas of Natural Interest</i>	262
18. <b>Wiesław Stelmaszuk, Galina Nikovskaya</b> <i>Biosorption of Uranium (VI) from Natural Water</i>	274
19. <b>Miluše Hlavatá, Vladimír Čablík</b> <i>Application of Fine Tailings from Coal Preparation in the Ostrava-Karvina District</i>	285
20. <b>Paweł Kogut, Filip Kaczmarek, Tomasz Dąbrowski, Jacek Piekarski</b> <i>Biogas Production Plants as a Method of Utilisation of Sewage Sludge in Relation to the Polish Legislation</i>	299
21. <b>Yucheng Cao, Izabela Piecuch</b> <i>The Role of the State in Achieving Sustainable Development in Human Capital, Technology and Environmental Protection</i>	314
22. <b>Henryk Czyż, Teodor Kitczak, Adrian Sarnowski</b> <i>Floristic, Utilitarian and Natural Values of Grasslands on the Warta River Valley Floodplain Terrace</i>	329
23. <b>Kazimierz Szymański, Robert Nowak</b> <i>Transformations of Leachate as a Result of Technical Treatment at Municipal Waste Landfills</i>	337
24. <b>Czesław Przybyła, Albert Malinger, Karol Mroziak</b> <i>Effect of Hydrotechnical Structures on the Water Economy Renaturization in Zagórów Polder</i>	351
25. <b>Monika Ignatowicz, Leszek Styszko</b> <i>Influence of Fertilization with Nitrogen on Selected Properties of Willow in the Four-year Cultivation Cycle</i>	370
26. <b>Anna Jaśkowska, Andrzej Dudziak, Robert Borc</b> <i>Reception of Environmental Stimuli by Characeae Algae Manifested by Ultraweak Luminescence</i>	380
27. <b>Magdalena Florianowicz, Łukasz Bohdal</b> <i>Modeling of the Refrigerants Condensation in the Superheated Vapor Area</i>	393
28. <b>Teodor Kitczak, Henryk Czyż, Anna Kiepas-Kokot</b> <i>Possibilities of Organic Waste Utilisation as a Source of Organic Matter in the Construction of Lawn</i>	407
29. <b>Olimpia Burzyńska, Izabela Siebielska</b> <i>Sources and Methods of Determination of Arsenic Compounds in Environmental Samples</i>	417
30. <b>Adam Sammel, Piotr Siuda, Wojciech Mrugowski</b> <i>Organic Soils of Projected Environmental Area of "Meadow near Owczar"</i>	427
31. <b>Magdalena Lampart-Kaluźniacka, Anna Wojcieszonek, Katarzyna Pikuła</b> <i>Ecological Condition of Water in Rega River in the Area of Gryfice, Poland</i>	437
32. <b>Grażyna Kamińska, Leopold Winkler</b> <i>Differentiation of Hydrological Conditions in Kostrzyneckie Rozlewisko and Cedyński Polder of the Odra Valley</i>	447

33. <b>Renata Świdorska-Dąbrowska, Rafał Schmidt</b> <i>Impact of Zeolites Modification on Their Physicochemical Properties</i>	460
34. <b>Marcin Zieliński, Marcin Dębowski, Anna Grala, Magda Dudek</b> <i>Effect of Ultrasound Sonication on the Effectiveness of Acidic Whey Anaerobic Methane Fermentation Conditions</i>	471
35. <b>Adriana Borzymowska, Leszek Styszko</b> <i>Influence of Planting Density on Length, Thickness and Number of Shoots in Willow Carp During Four-year Cultivation Cycle</i>	481
36. <b>Izabela Krupińska</b> <i>Suitability of Coagulation for Treatment of Groundwater</i>	491
37. <b>Ewa Czerwińska, Wojciech Piotrowski</b> <i>Microbiological Analysis of Dairy Products and Potential Sources of Their Contamination</i>	502
38. <b>Antoni T. Miler</b> <i>Estimation of Influence of Land Use Changes on Flood Outflows Using the SCS-CN Method</i>	512
39. <b>Bronisława Sas-Piotrowska, Wojciech Piotrowski</b> <i>Vitality and Healthiness of <i>Lupinus angustifolius</i> L. Treated with Plant Extracts</i>	525
40. <b>Bronisława Sas-Piotrowska, Wojciech Piotrowski</b> <i>Vitality and Healthiness of <i>Vicia faba</i> L. and <i>V. sativa</i> L. Treated with Plant Extracts</i>	538
41. <b>Anna Oliskiewicz-Krzywicka</b> <i>Land Maps from 19<sup>th</sup> Century as a Source of Names of Physiographical Objects (on the Example of the Selected Villages in Wielkopolska, Poland)</i>	551
42. <b>Krzysztof Piaskowski, Robert Nowak</b> <i>Study on Ammonia Nitrogen Removal Efficiency on Selected Sorbents</i>	563
43. <b>Jolanta Kanclerz, Sadzide Murat-Błażejewska, Agnieszka Wolak</b> <i>Determination of Effective Rainfall and Maximum Flows in Small Non-urban Catchments</i>	572
44. <b>Magdalena Orłowska, Marian Czapp</b> <i>Numerical Analysis of Heat Efficiency of the Convective Heat Exchanger Build with Horizontal Plates</i>	582
45. <b>Marcin Dębowski, Marcin Zieliński, Magda Dudek, Anna Grala</b> <i>Application of Fenton Reagent in the Process of Formaldehyde Removal from the Timber Industry Wastewater</i>	587
46. <b>Ewa Karwowska, Dorota Andrzejewska-Morzuch</b> <i>Bioleaching of Heavy Metals from Galvanic Wastes at Neutral pH in the Presence of Biosurfactant Producing Bacteria</i>	597
47. <b>Michał Kozłowski, Jolanta Komisarek, Katarzyna Wiatrowska</b> <i>Chemical Speciation of Selected Dissolved Components of Groundwater in the Catena of the Poznań Lakeland</i>	607
48. <b>Dorota Andrzejewska-Morzuch, Ewa Karwowska</b> <i>Impact of the Temperature, Mixing Intensity and Aeration on the Effectiveness of Metal Bioleaching from Selected Industrial Wastes</i>	623
49. <b>Andrzej Jaguś, Mariusz Rzętała</b> <i>Hydrochemical Consequences of Feeding Flow-through Reservoirs with Contaminated Water</i>	632
50. <b>Jacek Dawidowicz</b> <i>Expert System for Evaluation of Water Distribution System Created with an Inductive Inference</i>	650
51. <b>Maciej Gliniak, Wiktoria Sobczyk</b> <i>Ways of Reclamation of Degraded Areas by Kraków Soda Plant "Solvay"</i>	660

52. <b>Mariusz Korytowski, Czesław Szafranski</b> <i>Groundwater Levels and Water Storage Changes in Fresh Mixed Broadleaved Forest Habitat Located at Forest Promotional Complex Lasy Rychtalskie Area</i>	673
53. <b>Zygmunt Korban, Marek Profaska</b> <i>Evaluation of Quality Management of Health and Safety in Workplace " Operator of Equipment – Landfill Worker" at the Municipal Waste Landfill ZGO – 1R</i>	683
54. <b>Krzysztof Otremba</b> <i>Effect of Addition of Brown Coal on the Structure of Soils Developing from Post-Mining Grounds of Konin Brown Coal Mine</i>	695
55. <b>Małgorzata Danuta Nowacka, Elżbieta Kaniowska-Klarzyńska</b> <i>Determination of Formaldehyde Emissions from Construction Products Using Chamber Method and GC-MS-PT</i>	708
56. <b>Czesław Przybyła, Janusz Filipiak, Jerzy Bykowski</b> <i>Economical Aspects of Construction and Operation of a Solar Drying Plant of Sewage Sludge</i>	718
57. <b>Agnieszka Żelazna</b> <i>Assessment of Environmental Effects of Thermomodernization on the Example of a Detached House</i>	729
58. <b>Krzysztof Otremba, Zbigniew Kaczmarek, Piotr Gajewski</b> <i>Impact of Addition of Silt from Brown Coal on Basic Physical and Water Properties of the Topsoil Developed from Post-Mining Land of Konin Brown Coal Mine</i>	741
59. <b>Michał Palica, Michał Drzazga, Andrzej Gierczycki, Agnieszka Gozdek, Jan Thullie</b> <i>Change of Filtration Properties of Coal Flotoconcentrate Subjected to the Centrifugal Filtration after Flocculant Sonication</i>	752
60. <b>Karol Mroziak, Michał Bossy, Katarzyna Zaręba</b> <i>Spatial Policy in Rural Communes in Relation to Land Use Change Resulting from Suburbanization</i>	761
61. <b>Andrzej Łędzki, Stanisława Sanak-Rydlowska, Barbara Tora, Maciej Mazurkiewicz, Ryszard Stachura, Zygmunt Wcisło, Arkadiusz Klimczyk, Mikołaj Bernasowski</b> <i>Method of Metallurgical Waste Scale-utilization</i>	772
62. <b>Izabela Wysocka, Wojciech Ładuch</b> <i>Orthophosphates Removal from Synthetic Sewage with Low pH Using the Electrocoagulation and the Metal Digestion Method</i>	790
63. <b>Marek Profaska, Zygmunt Korban, Rafał Kernert</b> <i>Sample Surveys of Nuisance of Noise Emissions from Communication Pathway</i>	800
64. <b>Sławomir Roj-Rojewski, Marlena Sakowska</b> <i>Occurrence of Acid Rains in the Podlaskie Province in the Years 2002–2009</i>	814
65. <b>Waldemar Kępyś, Radosław Pomykała</b> <i>Effect of Addition of Granulate from By-products of Municipal Solid Waste Incineration on Properties of Fly Ash Suspension</i>	824
66. <b>Czesław Przybyła, Jerzy Bykowski, Renata Marcinkowska</b> <i>Effectiveness of Maintenance Works of Land Reclamation Equipment in the "Rowy" Programme</i>	834

67. <b>Beata Klojzy-Karczmarczyk, Tadeusz Kurek, Janusz Mazurek</b> <i>Dust Emission During Operational and Closure Phase of Zn-Pb "Trzebionka" Mine Flotation Tailings Storage Site</i>	844
68. <b>Mariusz Sojka</b> <i>Preliminary Assessment of the AGNPS Model Applicability for Estimation of Nitrogen and Phosphorus Loads from Agriculture Catchments</i>	856
69. <b>Maciej Michalowski, Barbara Tora, Vladimír Čablík, Lenka Černotová</b> <i>Selected Issues of Shale Gas Exploitation</i>	866
70. <b>Alicja Uliasz-Bocheńczyk, Stanisław Stryczek, Eugeniusz Mokrzycki, Radosław Pomykała</b> <i>Effect of Sequestration of Carbon Dioxide on Technological Properties of Cement-Slurries and Its Impact on Environmental Safety of Geological Storage</i>	875
71. <b>Joanna Wicher-Dysarz, Jolanta Kanclerz</b> <i>Functioning of Small Lowland Reservoirs with Pre-Dam Zone on the Example of Kowalskie and Stare Miasto Lakes</i>	885
72. <b>Bogumiła Winid</b> <i>Possibility of Cl<sup>-</sup>/Br<sup>-</sup> Ratio Application in the Studies of Origin of Salinity and Water Quality</i>	898
73. <b>Katarzyna Stala-Szlugaj</b> <i>Solid Waste from Hard Coal Combustion in the Municipal and Housing Sector</i>	909
74. <b>Barbara Uliasz-Misiak, Bogumiła Winid</b> <i>Exploitation of Hydrocarbons and Protected Areas in Poland</i>	919
75. <b>Radosław Tarkowski, Wiesław Sroczyński, Katarzyna Luboń, Magdalena Wdowin</b> <i>Results of Preliminary Test of Equipment for Continuous Measurement of CO<sub>2</sub> Concentration in Soil Air in Szczawnica Area, Poland</i>	930
76. <b>Justyna Swolkiён, Krzysztof Filek</b> <i>Influence of Technological Changes in "Olza" Sewer Interceptor on the Chemical Composition of Odra River and Its Inflows</i>	945
77. <b>Agnieszka Hlobil</b> <i>Psychopedagogical Aspects of Active Teaching of Nature</i>	960
78. <b>Adam Zydrón</b> <i>Identification of Factors Affecting Value of Undeveloped Properties Against Natural Values in Kórnik Commune</i>	971
79. <b>Renata Kaczmarek</b> <i>Psychopedagogical Dimension of Ecophilosophy in the Light of Sustainable Development</i>	983
80. <b>Adam Zydrón, Piotr Szczepański</b> <i>Evaluation of Suburbanisation Process in Selected Communes of Poznań District in the Years 2001–2010</i>	998
81. <b>Katarzyna Sikora</b> <i>Influence of Environmental and Health Education on Change of Behaviour, Attitudes and Quality of Life of Students</i>	1009
Addresses of Editorial Committee members, Section's Editors	1019
The list of Institutions – Libraries where this publication has been forwarded	1025



## Spis treści

1. <b>Jin Yiyang, Wen Junjie, Nie Yongfeng, Chen Huanlin, Wang Guicai</b> <i>Badania nad technologiami odzysku biogazu z biomasy z żywnościowych odpadów komunalnych: przegląd</i>	21
2. <b>Roman Babko, Grzegorz Łagód, Katarzyna M. Jaromin-Gleń</b> <i>Liczebność i struktura zbiorowisk orzęsków w urządzeniach oczyszczalni ścieków Hajdów</i>	56
3. <b>Jacek Domski, Jacek Katzer, Dariusz Fajto</b> <i>Charakterystyka obciążenie-CMOD fibrokompozytów cementowych na bazie ceramicznego kruszywa odpadowego</i>	69
4. <b>Yucheng Cao, Shengdao Shan</b> <i>Odzysk energii z osadów ściekowych</i>	81
5. <b>Vojtěch Václavík, Jan Valíček, Tomáš Dvorský, Tadeusz Hryniewicz, Krzysztof Rokosz, Marta Harničárová, Milena Kušnerová, Jaromír Daxner, Miroslava Bendová</b> <i>Sposób wykorzystania poliuretanu po zakończeniu jego cyklu żywotności</i>	96
6. <b>Zbigniew Suchorab</b> <i>Pomiary wilgotności in-situ przy zastosowaniu powierzchniowych sond TDR</i>	107
7. <b>Marek Kiedrowicz, Krzysztof Rokosz, Zuzana Palková, Jan Valíček</b> <i>Ocena szacowania potrzeb wodnych roślin na podstawie pomiarów meteorologicznych</i>	123
8. <b>Yucheng Cao, Lucjan Pawłowski</b> <i>Lubelskie doświadczenia we współspalaniu odpadów komunalnych w przemyśle cementowym</i>	132
9. <b>Łukasz Ślugocki, Robert Czerniawski, Józef Domagała, Tomasz Krepski, Małgorzata Pilecka-Rapacz</b> <i>Zooplankton trzech przymiejskich jezior na tle wybranych warunków abiotycznych</i>	146
10. <b>Zuzana Palková, Tomáš Rodný, Imrich Okenka, Marek Kiedrowicz</b> <i>Zasady procesu sterowania systemami nawadniającymi w oparciu o teorię kolejowania</i>	161
11. <b>Mariusz Sojka, Sadžide Murat-Błażejewska, Rafał Wróżyński</b> <i>Zastosowanie Numerycznego Modelu Terenu oraz zdjęć lotniczych przy wyznaczaniu stref zagrożenia powodziowego w małych zlewniach rzek nizinnych</i>	172
12. <b>Vlastimil Kuběna, Jana Müllerová, Jan Valíček, Marta Harničárová, Tadeusz Hryniewicz, Krzysztof Rokosz, Vojtěch Václavík, Roman Michalovič</b> <i>Modyfikacje dotyczące powietrza spalania w kotle pirolitycznym</i>	182
13. <b>Alicja Kolasa-Więcek</b> <i>Prognozowanie rolniczych emisji CO<sub>2</sub> i związków z wybranymi zmiennymi w krajach OECD</i>	202
14. <b>Milena Kušnerová, Jan Valíček, Tadeusz Hryniewicz, Marta Harničárová, Krzysztof Rokosz, Vojtěch Václavík, Miroslava Bendová, Jana Müllerová</b> <i>Nowe nieinwazyjne metody alternatywnego określania wydajności komórek termoelektrycznych</i>	214
15. <b>Wiesław Stelmaszuk</b> <i>Adsorpcja cyjanku sodu na węglach aktywnych</i>	225

16. <b>Lubomír Nagy, Zuzana Palková, Jan Valíček, Marek Kiedrowicz, Krzysztof Rokosz, Pavel Kovač</b> <i>Identyfikacja modelu systemu rozjaśniania i zaprojektowania regulatora PID w celu oszczędności energii przy wykorzystaniu programu MATLAB i funkcjonalności LabVIEW</i>	247
17. <b>Wiktor Sobczyk, Agnieszka Biedrawa-Kozik, Anna Kowalska</b> <i>Zagrożenia dla obszarów cennych przyrodniczo</i>	262
18. <b>Wiesław Stelmaszuk, Galina Nikovskaya</b> <i>Biosorpcja uranu (VI) z wody naturalnej</i>	274
19. <b>Miluše Hlavatá, Vladimír Čablík</b> <i>Wykorzystanie drobnouziarnionych odpadów ze wzbogacania węgla w rejonie Ostrava-Karvina</i>	285
20. <b>Paweł Kogut, Filip Kaczmarek, Tomasz Dąbrowski, Jacek Piekarski</b> <i>Biogazownie utylizacyjne jako propozycja utylizacji osadów ściekowych w odniesieniu do ustawodawstwa polskiego</i>	299
21. <b>Yucheng Cao, Izabela Piecuch</b> <i>Rola państwa w osiąganiu zrównoważonego rozwoju w kapitale ludzkim, technologii i ochronie środowiska</i>	314
22. <b>Henryk Czyż, Teodor Kitczak, Adrian Sarnowski</b> <i>Walory florystyczne, użytkowe i przyrodnicze użytków zielonych na tarasie zalewowym doliny Warty</i>	329
23. <b>Kazimierz Szymański, Robert Nowak</b> <i>Transformacje odcieków jako rezultat technicznych zabiegów na składowiskach odpadów komunalnych</i>	337
24. <b>Czesław Przybyła, Albert Malinger, Karol Mroziak</b> <i>Wpływ budowli hydrotechnicznych na renaturyzację gospodarki wodnej Polderu Zagórów</i>	351
25. <b>Monika Ignatowicz, Leszek Styszko</b> <i>Wpływ nawożenia azotem na wybrane cechy wierzby krzewiastej w czteroletnim cyklu uprawy</i>	370
26. <b>Anna Jaśkowska, Andrzej Dudziak, Robert Borec</b> <i>Odbiór bodźców środowiskowych przez glony Characeae sygnalizowany za pomocą ultrasłabej luminescencji</i>	380
27. <b>Magdalena Florianowicz, Łukasz Bohdal</b> <i>Modelowanie skraplania czynników chłodniczych w obszarze pary przegrzanej</i>	393
28. <b>Teodor Kitczak, Henryk Czyż, Anna Kiepas-Kokot</b> <i>Możliwości zagospodarowania odpadów organicznych, jako źródła masy organicznej w budowie podłoża trawnikowych</i>	407
29. <b>Olimpia Burzyńska, Izabela Siebielska</b> <i>Źródła oraz metody badań związków arsenu w próbkach środowiskowych</i>	417
30. <b>Adam Sammel, Piotr Siuda, Wojciech Mrugowski</b> <i>Gleby organiczne projektowanego użytku ekologicznego „Łąki koło Owczar”</i>	427
31. <b>Magdalena Lampart-Kaluźniacka, Anna Wojcieszonek, Katarzyna Pikula</b> <i>Ocena stanu ekologicznego wód rzeki Regi na odcinku w obszarze miasta Gryfice</i>	437
32. <b>Grażyna Kamińska, Leopold Winkler</b> <i>Zróźnicowanie warunków hydrologicznych Kostrzyneckiego Rozlewiska i Polderu Cedyńskiego w dolinie Odry</i>	447

33. <b>Renata Świdorska-Dąbrowska, Rafal Schmidt</b> <i>Wpływ modyfikacji zeolitów na ich właściwości fizykochemiczne</i>	460
34. <b>Marcin Zieliński, Marcin Dębowski, Anna Grala, Magda Dudek</b> <i>Wpływ wstępnej ultradźwiękowej sonifikacji serwatki kwaśnej na efektywność procesu fermentacji metanowej</i>	471
35. <b>Adriana Borzymowska, Leszek Styszko</b> <i>Wpływ gęstości sadzenia na długość, grubość i liczbę pędów w karpie wierzby w czteroletnim cyklu uprawy</i>	481
36. <b>Izabela Krupińska</b> <i>Przydatność koagulacji w oczyszczaniu wody podziemnej</i>	491
37. <b>Ewa Czerwińska, Wojciech Piotrowski</b> <i>Analiza mikrobiologiczna produktów mlecznych i potencjalne źródła ich skażenia</i>	502
38. <b>Antoni T. Miler</b> <i>Ocena wpływu zmian użytkowania terenu na odpływy wezbraniowe przy użyciu metody SCS-CN</i>	512
39. <b>Barbara Sas-Piotrowska, Wojciech Piotrowski</b> <i>Żywotność i zdrowotność nasion <i>Lupinus angustifolius L.</i> traktowanych wyciągami roślinnymi</i>	525
40. <b>Barbara Sas-Piotrowska, Wojciech Piotrowski</b> <i>Żywotność i zdrowotność nasion <i>Vicia faba L.</i> i <i>V. sativa L.</i> traktowanych wyciągami roślinnymi</i>	538
41. <b>Anna Oliskiewicz-Krzywicka</b> <i>Mapy gruntowe z XIX wieku jako źródło nazw obiektów fizjograficznych (na przykładzie wybranych wsi z terenu Wielkopolski)</i>	551
42. <b>Krzysztof Piaskowski, Robert Nowak</b> <i>Badania efektywności usuwania azotu amonowego na wybranych materiałach sorpcyjnych</i>	563
43. <b>Jolanta Kanclerz, Sadžide Murat-Błażejewska, Agnieszka Wolak</b> <i>Wyznaczenie wielkości opadu efektywnego i przepływów maksymalnych w małych zlewniach nieurbanizowanych</i>	572
44. <b>Magdalena Orłowska, Marian Czapp</b> <i>Analiza numeryczna wydajności cieplnej konwekcyjnego wymiennika ciepła obudowanego poziomymi płytami</i>	582
45. <b>Marcin Dębowski, Marcin Zieliński, Magda Dudek, Anna Grala</b> <i>Możliwość zastosowania odczynnika Fentona w procesach usuwania formaldehydu ze ścieków pochodzących z przemysłu drzewnego</i>	587
46. <b>Ewa Karwowska, Dorota Andrzejewska-Morzuch</b> <i>Bioługowanie metali ciężkich z odpadów pogalwanicznych przy neutralnym pH środowiska, w obecności bakterii produkujących biosurfaktanty</i>	597
47. <b>Michał Kozłowski, Jolanta Komisarek, Katarzyna Wiatrowska</b> <i>Specjacja wybranych składników rozpuszczonych w wodach gruntowych układu katenalnego na Pojezierzu Poznańskim</i>	607
48. <b>Dorota Andrzejewska-Morzuch, Ewa Karwowska</b> <i>Wpływ temperatury, intensywności mieszania oraz napowietrzania na efektywność procesu bioługowania metali z wybranych odpadów przemysłowych</i>	623
49. <b>Andrzej Jaguś, Mariusz Rzętała</b> <i>Hydrochemiczne konsekwencje zasilania zbiorników przepływowych wodami zanieczyszczonymi</i>	632
50. <b>Jacek Dawidowicz</b> <i>System ekspertowy do oceny układu systemu dystrybucji wody sporządzony za pomocą wnioskowania indukcyjnego</i>	650

51. <b>Maciej Gliniak, Wiktoria Sobczyk</b> <i>Kierunki rekultywacji obszarów zdegradowanych działalnością Krakowskich Zakładów Sodowych „Solvay”</i>	660
52. <b>Mariusz Korytowski, Czesław Szafranski</b> <i>Zmiany stanów i zapasów wody w lesie mieszanym świeżym na obszarze Leśnego Kompleksu Promocyjnego Lasy Rychtałskie</i>	673
53. <b>Zygmunt Korban, Marek Profaska</b> <i>Ocena jakości zarządzania bezpieczeństwem i higieną pracy na stanowisku operator sprzętu – wysypiskowy na składowisku odpadów komunalnych ZGO – 1R</i>	683
54. <b>Krzysztof Otremba</b> <i>Wpływ dodatku węgla brunatnego na parametry struktury gleby rozwijającej się z gruntów pogórnich KWB Konin</i>	695
55. <b>Małgorzata Danuta Nowacka, Elżbieta Kaniowska-Klarzyńska</b> <i>Badanie emisji formaldehydu z wyrobów budowlanych metodą komorową z zastosowaniem techniki GC-MS-PT</i>	708
56. <b>Czesław Przybyła, Janusz Filipiak, Jerzy Bykowski</b> <i>Ekonomiczne aspekty budowy i eksploatacji suszarni słonecznej</i>	718
57. <b>Agnieszka Żelazna</b> <i>Ocena efektów środowiskowych termomodernizacji na przykładzie budynku jednorodzinnego</i>	729
58. <b>Krzysztof Otremba, Zbigniew Kaczmarek, Piotr Gajewski</b> <i>Wpływ dodatku pyłu z węgla brunatnego na podstawowe właściwości fizyczne i wodne poziomu uprawnego gleby powstającej z gruntów pogórnich KWB Konin</i>	741
59. <b>Michał Palica, Michał Drzazga, Andrzej Gierczycki, Agnieszka Gozdek, Jan Thullie</b> <i>Zmiana właściwości filtracyjnych flotokonzentratu węglowego poddanego filtracji wirowej po sonifikacji flokulantu</i>	752
60. <b>Karol Mroziak, Michał Bossy, Katarzyna Zaręba</b> <i>Polityka przestrzenna gmin wiejskich na tle zmian zagospodarowania przestrzennego wynikających z suburbanizacji</i>	761
61. <b>Andrzej Łędzki, Stanisława Sanak-Rydlowska, Barbara Tora, Maciej Mazurkiewicz, Ryszard Stachura, Zygmunt Wcisło, Arkadiusz Klimczyk, Mikołaj Bernasowski</b> <i>Metoda utylizacji odpadów metalurgicznych</i>	772
62. <b>Izabela Wysocka, Wojciech Ładuch</b> <i>Usuwanie ortofosforanów ze ścieków syntetycznych o niskim pH z wykorzystaniem metody roztwarzania metali i elektrokoagulacji</i>	790
63. <b>Marek Profaska, Zygmunt Korban, Rafał Kernert</b> <i>Przykładowe badania uciążliwości emisji hałasu z ciągu komunikacyjnego</i>	800
64. <b>Sławomir Roj-Rojewski, Marlena Sakowska</b> <i>Występowanie kwaśnych deszczy w województwie podlaskim w latach 2002–2009</i>	814
65. <b>Waldemar Kępys, Radosław Pomykała</b> <i>Wpływ dodatku granulatu z ubocznych produktów spalania odpadów komunalnych na właściwości zawiesin popiołowo-wodnych</i>	824
66. <b>Czesław Przybyła, Jerzy Bykowski, Renata Marcinkowska</b> <i>Efektywność robót konserwacyjnych urzędzeń melioracyjnych w programie „Rowy”</i>	834

67. <b>Beata Kłojzy-Karczmarczyk, Tadeusz Kurek, Janusz Mazurek</b> <i>Emisja zanieczyszczeń pyłowych na etapie eksploatacji oraz zamykania składowiska odpadów poflotacyjnych kopalni rudy Zn-Pb „Trzebionka”</i>	844
68. <b>Mariusz Sojka</b> <i>Ocena możliwości zastosowania modelu AGNPS do szacowania ładunków azotu i fosforu wymywanych ze zlewni rolniczych</i>	856
69. <b>Maciej Michalowski, Barbara Tora, Vladimír Čablík, Lenka Černotová</b> <i>Wybrane problemy wydobywania gazu łupkowego</i>	866
70. <b>Alicja Uliasz-Bocheńczyk, Stanisław Stryczek, Eugeniusz Mokrzycki, Radosław Pomykała</b> <i>Określenie wpływu sekwestracji ditlenku węgla na właściwości technologiczne zaczynów cementowych celem bezpiecznego dla środowiska składowania geologicznego</i>	875
71. <b>Joanna Wicher-Dysarz, Jolanta Kanclerz</b> <i>Funkcjonowanie małych zbiorników nizinnych z wydzieloną częścią wstępną na przykładzie zbiorników Jezioro Kowalskie i Stare Miasto</i>	885
72. <b>Bogumiła Winid</b> <i>Możliwości zastosowania wskaźnika chlorkowo- bromkowego w badaniach genezy zasolenia i jakości wód</i>	898
73. <b>Katarzyna Stala-Szlugaj</b> <i>Odpady stałe ze spalania węgla kamiennego w sektorze komunalno-mieszkaniowym</i>	909
74. <b>Barbara Uliasz-Misiak, Bogumiła Winid</b> <i>Eksploatacja złóż węglowodorów zlokalizowanych w obszarach chronionych</i>	919
75. <b>Radosław Tarkowski, Wiesław Sroczyński, Katarzyna Luboń, Magdalena Wdowin</b> <i>Wstępne wyniki testu aparatury do ciągłego pomiaru stężenia CO<sub>2</sub> w powietrzu glebowym na stanowisku w Szczańnicy</i>	930
76. <b>Justyna Swolkień, Krzysztof Filek</b> <i>Wpływ zmian technologicznych w kolektorze „Olza” na skład chemiczny wód rzeki Odry i jej dopływów</i>	945
77. <b>Agnieszka Hlobil</b> <i>Psychopedagogiczne aspekty aktywnego nauczania przyrody</i>	960
78. <b>Adam Zydróż</b> <i>Określenie atrybutów wpływających na wartość nieruchomości niezabudowanych na tle walorów przyrodniczych w gminie Kórnik</i>	971
79. <b>Renata Kaczmarek</b> <i>Psychopedagogiczny wymiar ekofilozofii w świetle idei zrównoważonego rozwoju</i>	983
80. <b>Adam Zydróż, Piotr Szczepański</b> <i>Ocena procesu suburbanizacji na przykładzie wybranych gmin powiatu poznańskiego w latach 2001–2010</i>	998
81. <b>Katarzyna Sikora</b> <i>Wpływ edukacji ekologicznej i zdrowotnej na zmianę zachowań, postaw i jakości życia uczniów</i>	1009

Adresy kontaktowe członków Komitetu Redakcyjnego,  
Redaktorzy Działowi

Wykaz Instytucji – Bibliotek, do których zawsze  
przekazywano wydawnictwo



# **Biomass-biogas Recycling Technique Studies of Municipal Food Waste Disposal: A Review**

*Jin Yiyong*

*Tsinghua University, Beijing, China*

*Wen Junjie*

*Tsinghua University, Beijing, China*

*Zhejiang University, Hangzhou, China*

*Nie Yongfeng*

*Tsinghua University, Beijing, China*

*Chen Huanlin*

*Zhejiang University, Hangzhou, China*

*Wang Guicai*

*Tsinghua University, Beijing, China*

## **1. Introduction**

As huge new metropolises take shape, urbanisation is becoming a defining 21<sup>st</sup> century social trend. In the context of global economic integration, the process of urbanization speeds up in the economic transition. Municipal solid waste (MSW) represented by food waste particularly known as organic or biodegradable waste is initiating a growing concern from governments of various countries [1, 2]. 3R activities (Restraining generation(Reduce), Reuse (Re-use) and Regeneration (Recycle))could well be the future direction and the main principle on food waste treatment and management in terms of sustainability. 3R would certainly break a new ground at the road to sustainable development, which could alleviate ambient pollution burden and reclaim organic mat-

ter. On this account, it could substitute the consumption on fossil fuel, relieve excessive dependence on fossil fuel presently, and gather collecting, transporting, treating, recycling as its distinguishing feature [2].

Cities that readily adopt alternative forms of energy will be able to increase their urban competitiveness and use wastes to generate energy, which is an approach of ecological and economical efficiency [3]. To develop techniques of biogas fermentation and biomass gasification is one of the main ways on the agenda in solving the stringent energy shortage and decreasing the rising environmental pollution under the current situation [4].

By 2050, 75% of the population of the world will live in cities [5]. The quantity of food waste then would attain several times as many as the existing amount. Food waste is commonly referred to swilling. According to the definition in Beijing Administrative Measures for Food Waste Collection & Transportation & Treatment, food waste is residue of food, discarded liquor and abandoned oil which generates from activities derived from food processing, eating and drinking service, regular meat by hotel, restaurant, eatery and entities covering institution, troops, academy and enterprises & institutions [6]. Food waste consists of rice & flour residue, vegetables, plant & animal oil, meat & bone and more. It is composed of starch, fibrin, protein, lipid and inorganic salt in chemical constitution, which concretely incorporates kitchen leftovers, root & leaf of vegetables, skin & nucleus of melon and fruit, discarded animal tissues [7]. Food waste coming from residential regular life, food processing, diet service, activities of entity food supplying is generally referred to kitchen waste and discarded edible grease. Food waste has formed a major source of municipal domestic waste. Because of its features of possessing abundant nutrition, high moisture content, weak dehydration property, corruptible putrefaction, easy generation of stink and spoilage organisms during transportation, this brings about great difficulties to cleaning, saving, carrying, dumping and incinerating this waste [8, 9]. On the other hand, organic content is higher with animal protein in food waste, and it holds abundant nutrition constituent with a relatively balanced proportion, containing minor or uncontained any hazardous substance. So it is considered as the ideal energy substrate for sufficient anaerobic biogas production [10, 11].

Because of unique catering culture and dinner custom, food waste proves to be an exclusive phenomenon in China [12]. It is extravagant on

Chinese dining table. There exists enormous amount of food waste. According to Beijing City food waste treatment experience introduction from Beijing's National Development and Reform Commission, there had been about 1200t/d food waste formation in this city in 2010. According to a statistic data from solid waste pollution control and recycle institute, Tsinghua University, There exists the total amount of food waste no fewer than 60 million tons in Chinese cities in 2009 [13]. It has been established that it is necessary to found technology developing patterns of recycling economy in key industries and key cities. This is the major objective for Chinese scientific and technological development in future 15 years definite by China's National Long- and Medium-term Program of Sci-Tech Development Planning. There into, technological research and development for recycling waste derived typically from society has become one of the primary missions for cities which aim for sustainable development at the present stage in China. The resource utilization of food waste, regarded as one of the typical wastes derived from society source, has become an important content in promoting recycling economy development for China [14–16].

In recent years there have been a sequence of problems triggered by illegal disposal of food waste, such as food security, feedstuff safety, environmental quality sanitation safety, drinking water security. They mainly refer to illegal cooking oil extracting, feeding domestic animal directly, waste discarding and informal swilling transportation, colibacillus in percolating liquid endangering human health individually [17]. And they had aroused an extensive attention and controversy from the public. Of course, these also fall under high attention from relative government departments, that requires an immediate solution. May 2010, China's National Development and Reform Commission issued the Notification of Promoting Trial Work to Realize Food Waste Reclamation & decontamination jointly with Ministry of Agriculture, Ministry of Environmental Protection, Ministry of Housing and Urban-Rural Development. Next to it, July 2010 Chinese General Office of the State Council launched Guidance about Strengthening Illegal Cooking Oil Punishment and Restaurant Waste Management [18, 19]. It puts forward that it should be obliged to strengthen effective management on restaurant waste and to promote reclamation & harmlessization [20] with food waste.



On the other hand, non-renewable sources of energy represented by petroleum, coal, natural gas are generally becoming exhausted, whose excess consumption brings about serious problems of energy shortage and environmental pollution [21], and all these significant challenges are encountered by mankind in new century and should be settled perfectly. Simultaneously, the gross CO<sub>2</sub> emission in China has ranked 1st around the globe, which runs counter with the established national fundamental policy of cleaning development, sustainable development and harmonious development [22]. MA Fucai, deputy director of Chinese National energy leading group office, forecasted that at present Chinese multi element biomass stock amounts to 350 million tons coal equivalent, including various biowaste. In line with present engineering level and economic feasibility, available stock number of available biogas fuel, including all kinds of biowastes, amounts to 250 million tons coal equivalent. It could be converted to equivalent natural biogas(methane) of 120 billion cubic meters, equal to the amount of natural gas consumed in 2010 in China. As we know, there are abundant nutrient constituents in food waste. This waste has a better biodegradability especially. And there exists abundant biomass energy in it. Abundant biomass resources reveals broad industrial prospect. In addition, the highly hydrated characteristics are some advantageous to convert this waste of bioenergy to some desirable energy resources. Food waste, whose essential components are abundant in protein, starch, food fiber and adipose, has a high potential in exploiting bioenergy and bio-fertilizer. On one hand, anaerobic digestion could remove organic matters from the waste, accelerate process of stabilization, decrease sludge accumulation, protect the environment, and keep ample nutrient contents in it, thus it could be exploited to yield new energy biogas or serve as industrial chemicals after purification, as well as be developed into some efficient organic fertilizer by its feature of not losing activity after a long reserving time [23].

Regarded as an effective carrier of energy and matter, food waste could be converted to biogas, which is one Bio-NG of low carbon, clean, efficient, convenient for carrying after anaerobic treatment. Study indicates that there is a biogas production of 450 cubic meters after full-fermentation with food waste of 1 ton, offering electric energy of about 700 degrees and the amount nearly meeting the domestic consumption of a family of three in a half year [24].

Total generation amount of the food wastes came up to 60 million tons in China in 2009. If the whole waste fermented into biogas and converted to electricity, the energy amounts to the total power generation of several power plants. Anaerobic digestion has been applied in the context of disposing waste water, sewage sludge and biomass waste previously [25]. Food waste disposal and recycling is a term which focusing both on ecology and human health. So anaerobic digestion has been proven to be one of the best approaches for municipal food waste dispose and recycle. Due to its obvious advantages, biomass energy should be promoted vigorously in China's 11<sup>th</sup> Five-Year Plan period. It is clear that developing biomass potential rationally and developing biomass to biogas recycling technology from municipal organic waste have a vital strategic significance on the effective remission of increasingly severe burden of garbage disposal and energy shortage crisis, guarantee of quality of life of the masses and ensuring national sources of energy safety in China. During China's 11<sup>th</sup> Five Year Plan Period (2006–2010), the state had launched some preliminary trials on biomass to biogas recycling technique. These efforts had acquired some effect. And there have been certain demonstrating projects founded for biomass to biogas recycling [26]. But these projects are in stage of production halting for the time being because of unstable process operation and difficult safe-absorption of vice product. It is clear that regeneration of biomass from food waste has not completely broken via efficient utilization of core technical bottleneck in China. The problems of high efficiency utilization, Secondary pollution prevention and control and safety control of product remains to be solved urgently [27]. These problems seriously restrict the establishment of recycling economy mode of food waste resources recovery. The aim of this research is to carry out the systematic research of organic solid waste anaerobic digestion desperately according to China's actual situation, and to make a thorough inquiry into the advances in anaerobic digestion.

## **2. Technique's principle & influence factors of anaerobic digestion**

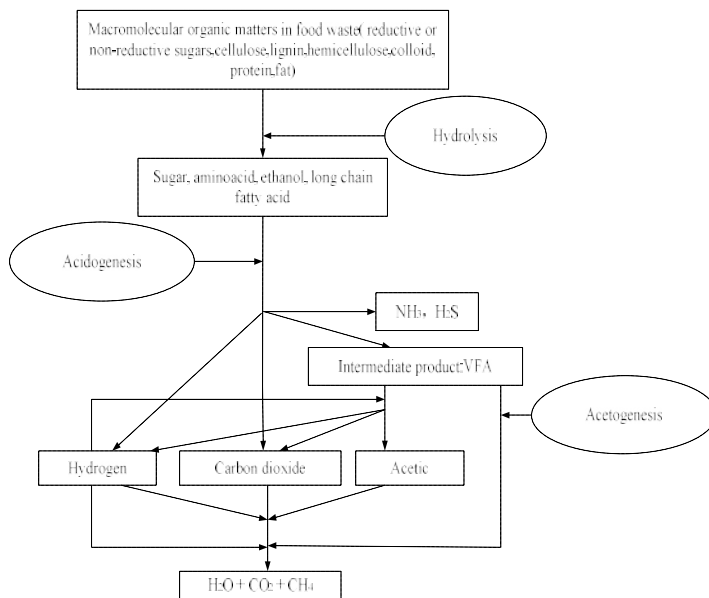
### **2.1. Technique's principle of anaerobic digestion**

Anaerobic digestion is a biological process in which organic matters are transformed into methane and carbon dioxide by biochemistry of

facultative anaerobe and obligate anaerobe, meanwhile materials of cell is synthesized [28]. This is an effective approach to accomplish hazard free and reclamation of organic solid waste. Many intermediate products and intermediate processes are involved in the process of anaerobic digestion. It is a complicated biochemical process. Scholars at home and abroad were undertaking a mass of researches on metabolic pathway, conversion of substances and interactions of inter-species of bacterium in the process of anaerobic digestion. The theory of anaerobic digestion attains continuous improvement hereon. Following the development of anaerobic microorganism and ceaseless studies of anaerobic digestion process, the principle of anaerobic digestion has undergone three major developmental stages of two-, three- and four-stage models. In two-stage model there are two stages of anaerobic digestion: hydrolysis-acidogenesis, methanogenesis. In three-stage model there are three stages of anaerobic digestion: hydrolysis/liquefaction, acetogenesis, methanogenesis. And in four-stage model there are four stages of anaerobic digestion: hydrolysis, acidogenesis, dehydrogenation & acetogenesis, and methanogenesis. Among these theories, the three-stage model is an anaerobic digestion model comprehended thoroughly and recognized relatively [29]. According to this theory, anaerobic digestion process is consisted of three stages that consists of hydrolysis, acidification and methanation. And the three anaerobic stages could go ahead simultaneously. Here Fig. 1 shows Reaction mechanism for anaerobic digestion of food waste. After three different stages of hydrolysis, acidification and methanogenesis, it is finally accomplished with the anaerobic digestion purpose of biowaste recycling.

Three-stage theory is proposed in 1979 by M. P. Bryant in terms of research results of hydrogen-producing acetogens and methanogens [30]. The first phase serves as the acidogenic phase, first the carbohydrates such as sugar in food waste, fat and protein are subsequently broken down into the low molecular materials under the action of acidogenic bacteria. These substances give priority to volatile fatty acid (VFAs). So in this stage pH value will present a phenomenon of falling. The second phase is hydrogenesis in acetogenicstage. Methanogens can't use most middle product generated in the first stage. The intermediate products, such as long chain fatty acids and alcohols hard to be used directly by methanogens, need to transform into the products which could be used directly by methanogens.

The third stage is methanogenesis stage, in which the intermediate products generated in the first two parts could be broken down into methane and carbon dioxide under the function of methanogens. In this stage, because a large number of organic acids continue to be transformed into methane and carbon dioxide, and simultaneously there are  $\text{NH}_4^+$  and  $\text{HCO}_3^-$  existing in the system, acid changes in the substrate will be buffered consequently, rendering pH value increased in zymotic fluid. So this stage is also called alkaline fermentation stage.



**Fig. 1.** Reaction scheme for anaerobic digestion of food waste

**Rys. 1.** Schemat reakcji beztlenowej fermentacji odpadów spożywczych

Anaerobic digestion is an ecological balance system actually in which microorganisms of diverse species with different function and pollutants survive together, interdependent and restrict mutually in practice, so it is considered as a complicated biochemistry process [31]. It contributes to improve and enhance technological level of anaerobic treatment by gaining some deep insight into the mechanism of reaction and influencing factors in each phases of anaerobic digestion.

## **2.2. Superiority of anaerobic digestion technology**

Due to its more significant economy, security and capacity efficiency, anaerobic digestion technology has led to an increasing number of attention. It has shown some merits below in processing municipal organic solid waste [32].

No consumption of oxygen in anaerobic digestion process, it can reduce power consumption, save energy, and reduce costs.

Anaerobic digestion shows a greater organic loading rate(OLR), a higher efficiency of reactor, a less volume and a less space coverage. Thus, capital expenditure could reduce accordingly as little as possible and a better treatment effect could be guaranteed.

No aerobic microorganism participation in anaerobic process with few excess sludge, this reduces disposal cost and sludge generated is relatively stable.

Recyclable methane energy, reducible pollution load, with lower methane emission of greenhouse effect gas.

Fermentation residues, like biogas slurry and biogas residue, could be converted to soil additive or fertilizer. This increases its economic benefit.

In a word, offering a twin solution for energy generation and waste disposal, anaerobic digestion could achieve wastes processing principle of safety disposal, reducing treatment and recycling treatment. This makes a tremendous contribution in economizing biomass.

## **2.3. Influence factor of anaerobic digestion**

There are several environmental factors and operating parameters affecting the process of anaerobic digestion. The environmental factors include pH value, temperature, food stuff, ammonia nitrogen, alkalinity and more. The operating parameter incorporates pre-treatment, Hydraulic retention time (HRT), inoculation amount, recirculation of biogas slurry, etc.

### **(1) pH value**

Microbial physiological activity is closely related with pH value of culture medium. Only under a suitable pH value, microorganism could show a normal physiological activity. pH value is a crucial factor influencing anaerobic digestion of food waste. It affects microbial activity and then impacts the whole process of anaerobic digestion. Because of acidogenic phase and methanogenic phase taking place in a one-phase anaerobic di-

gestion reactor, anaerobic digestion best fits pH 6.8–7.2. Irreversible suppression would come up if pH is too low to maintain a normal pH level, and the whole process of anaerobic digestion would then be influenced. In a two-phase anaerobic digestion process the hydrolysis (acidification) reactor could select the specific shift of bacterial community and then farther regulate acidogenic pathway and subsequent methanogenic pathway. pH value has a crucial influence on the growth and reproduction of methanogen. Whenever the value of pH is too high or too low to maintain the normal activity of methanogen immediately, and even cause the death.

Lay et al. [33] found out that pH 6.6–7.8 and moisture of 90–96% are more important to the primary purpose of a greater methanogenic rate in those anaerobic processes. If the pH value is below 6.1 or higher than 8.3, the efficiency of methanogenic phase would descend obviously and even a fail would be inevitable. Especially in the preliminary stage of fermentation, a great amount of organic acid would be yielded in the system. Local acidification and extension of the fermentation period would be brought about if pH value is uncontrolled properly. This would damage the whole reaction system in turn. ZHANG Bo [34] studies influences of the product to acidogenic phase on three different conditioning methods of pH, including pH in initial charge is regulated to pH7 by single NaOH solution, by mix aqueous alkali of NaOH and  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  every 12h and by C/N in reaction mass, by means of intermittent experiments. The three methods all could reduce sodium ion content in acidification products. Yet the third method receives an optimum efficiency. That level 1 hydrolysis rate constant attains  $0.199 \text{ d}^{-1}$ . Content of lactic acid reaches the supreme in a short time. Propionic acid is not the main component. This could supply abundant substrate to subsequent methanogens for methanogenesis.

Owing to the rapid reflection ability for the performance of anaerobic reactor with pH in time, many waste treatment plants judge whether or not it is on the rails of normal anaerobic digestion by monitoring pH value in actual operations.

## **(2) Temperature**

The influence of temperature on anaerobic digestion is mainly embodied in affecting the growth of microorganism metabolic pathway through influencing the activity of an enzyme, as well as impacting the forming process of the intermediate product of organic solid waste in reactors directly, and even the whole reaction process is under the influence

ultimately. In certain temperature range, any kind of microbial growth, metabolism and the fermentation rate of organic matter all speed up with the temperature increasing. According to Van't Hoff's LAW, in a strict temperature range the temperature rise every 10°C could speed up chemical reaction twofold, and metabolic rate of microorganism would drop quickly with temperature rising when more than one optimal temperature. Sometimes system also can show an irreversible influence.

Anaerobic digestion of organic solid waste goes ahead under intermediate-temperature (30–35°C) or high-temperature (50–55°C) generally. In general conditions, although high energy consumption is needed in high-temperature reaction, it could yield more energy than intermediate temperature. This could shorten retention time of organic matter and diminish volume demand of reactor. Thus high-temperature is more effective on both degradation of theorganic waste and destruction of the pathogen. Methanogen is very sharply sensitive for temperature change. Even though the temperature only reduce 2°C, it could produce immediate adverse effects with gas production declining. Its activity could recover only when the temperature rises again. On the other hand, if the temperature rises too fast, large temperature difference appears could also harmfully effect gas production. For this reason, in addition to the right temperature range for digestion anaerobic fermentation process also requires temperature relatively stable. It is advisable that the variation scope is no more than 2°C in a day.

Bouallagui [35], etc. take advantage of a tubular reactor to digest rubbish of fruits and vegetables under three different temperature ranges of low-temperature (5–15°C), intermediate-temperature (30–35°C) and high-temperature (50–55°C). It is observed that gas production of high-temperature digestion is greater than mediate-temperature and low-temperature, with 144% and 41% respectively. Nevertheless, high temperature requires a higher power needs with an unstable reaction performance, leading to an easy organic acid suppression [36]. K. Komemoto, etc. undertook both hydrogenic and acidogenic efficiency with food waste under temperature of 25, 35, 45, 55, 65°C respectively [37]. The result implies that hydrolysis rate of 70% and 72.7% could be reached under 35°C and 45°C respectively. A greater gas production is guaranteed simultaneously. And in a high temperature conditions, because of the activity of microorganism under control, a greater hydrolysis rate emerges only in the early time with a lower gas production.

### (3) C, N, P

Microorganism lives by main external nutritions of carbon and nitrogen, in which carbon is a crucial matter to constitute microorganism cells, heterotrophic bacteria could use organic carbon sources and autotrophic bacteria could use inorganic carbon sources. And nitrogen is the significant element to constitute protein and nucleic acid in microbial cell. The nitrogen source incorporates inorganic nitrogen of  $\text{NH}_3$  and  $\text{NH}_4^+$  and organic nitrogen of carbamide, amino acid and protein and more. The growth and metabolism of Microbial do not need only a certain amount of C and N, but also the certain proportion has to be ensured to maintain its normal life activities mainly through influencing the growth and breeding of microorganism and even the formation and accumulation of metabolic product to affect gas formation. It is suggested that the optimal carbon-nitrogen ratio(C/N) should be controlled at 13/1–28/1 in general. Appropriate C/N could promote the rapid decomposition of various organic substrates for fermentation and generate enough methanogenic substrates without causing acid accumulation to bring about fermented liquid acidification, thus the activity of methanogens is affected. if C/N is too high, acidification is subsequently brought about easily, and the buffering ability of system could be weakened for this. But if C/N is too low, digestive process is often suppressed by increasing  $\text{NH}_3\text{-N}$  concentration. Some scholars undertook batch fermentation researches on hybrid materials of pig manure and air dry straw with different C/N. It is concluded that C/N has a little impact on the gas production of fermentation in start-up phase. However there exists a greater impact on methane content in start-up phase. A greater methane production is obtained at a high C/N. The gas production can get a good effect when C/N is between 28/1–38/1. As a result, the inoculum of a higher C/N should be selected and used to enhance methane content in start-up phase and to regulate C/N of 28/1–38/1 in the materials for fermentation [38].

C/N of anaerobic fermentation system is also often regarded as a kind of regulation method in the acidogenic fermentation. It is more complicated on acidogenic phase. Different researchers produce diverse acidogenic fermentation mechanisms in terms of different C/N. They mainly concern the two contents that on one hand it is via the adjustment of the microbial itself anabolic processes to influence the biological oxida-



tion process of organic matter in the microbial body, thus it could further adjust reduced ratio of coenzyme and oxidizing coenzyme (NADH/NAD<sup>+</sup>) and fermented product quantity change inside cell of anaerobic microbe. On the other hand, it is to lure anaerobic bacteria with different acidogenic function to gather in the system so as to control the formation of acidogenic fermentation of different type. Lin and Lay tested synthetic wastewater of different initial C/N value digested by mixed bacteria to influence hydrogenesis. It was found that when the initial C/N lays in the range of 47–130, the butyric acid has a higher content than acetic acid, and it becomes the main terminal products in acidogenic fermentation [39].

Phosphorus is the crucial element in composing nucleoprotein, lecithin and other phosphorus compound. It plays a crucial role in the microbial metabolic pathway and material transformation. Coenzyme I, coenzyme II and phosphoric acid adenosine all contain phosphorus. Microbe gets phosphorus mainly from inorganic phosphorus compound. The shortage of phosphorus source will affect the activity of enzymes, and even the physiological function of the microbe will be affected. Generally it is recommended that the ratio of nitrogen source to phosphorus source be at the following proportion for N:P of 5:1.

#### **(4) NH<sub>3</sub>-N**

Nitrogen balance is a crucial factor in the process of anaerobic digestion of organic matter. Nitrate in the anaerobic digestion system of food waste can be reduced into nitrogen existing in the anaerobic digestion system. Only a small amount of nitrogen is the used by cell in the microbial growth and reproduction. Most of the biodegradable organic nitrogen is reduced to ammonia nitrogen existing in digestive system. In each phase of anaerobic digestion methanogens of microorganisms receive the greatest impact by ammonia nitrogen (NH<sub>3</sub>-N) suppression. In the course of anaerobic digestion ammonia nitrogen (NH<sub>3</sub>-N) mainly comes from degradation of organic matter containing nitrogen, the decomposition of amino acids and proteins. Moderate concentration of ammonia nitrogen (NH<sub>3</sub>-N) is necessary. But if its concentration is too high, that will fast inhibit activity of methanogenic bacteria. The inhibition mechanism of ammonia nitrogen (NH<sub>3</sub>-N) has drawn more and more attention from numerous researchers. For example, the inhibition effects are reflected on the change of the pH in cells, changing energy demand and inhibit the enzyme's activity [40].

JIANG Jianguo [41], etc. investigated the concentration change of ammonia nitrogen ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) and its inhibition on the process of anaerobic digestion of food waste. When the ammonia nitrogen ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) concentration is up to  $1700 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  in the 80d methanogenic bacteria are inhibited by this [42]. Gas formation rate drops. From the 116 d 126 d glucose is added to improve carbon-nitrogen ratio in the feed liquid, concentration of ammonia nitrogen ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) is lowered, then the system stabilizes gradually. When the concentration of ammonia nitrogen ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) improve to  $3000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  once again the inhibition of ammonia nitrogen ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) on methanogenic bacteria would not emerge. This is the result of the long-term domestication. It is implied by some studies that when ammonia nitrogen ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) concentration reached  $4051\text{--}5737 \text{ mg L}^{-1}$ , acidogenic bacteria suffer the impact scarcely, but methanogens has been losing the activity of 56.5%. There are different points of view for ammonia nitrogen ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) restraining the activity of acetic acid-decomposing microbes and bacteria of nutritional type-hydrogen in the past researches [43]. Some people draw out through comparing the gas production rate and microbial increment speed that ammonia nitrogen ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) has a stronger inhibitory action on acetic acid-decomposition microbes than bacteria of nutritional type-hydrogen. And yet some researchers think that acetic acid decomposing anaerobic bacteria have a stronger resistance than bacteria of nutritional type-hydrogen for a high concentration of ammonia nitrogen ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ).

### **(5) Alkalinity**

Alkalinity is the main material to neutralize organic acid generated in anaerobic acidogenic phase and to maintain the stability of pH in system. It is an important parameter to reflect anaerobic reactors operating steadily. Alkalinity is usually divided into total alkalinity and part alkalinity. Total alkalinity can't reflect buffering ability of anaerobic system well. Part alkalinity represented by bicarbonate alkalinity could neutralize the inhibitory action of volatile organic acids in the system and truly reflect the buffering ability of system. Only when bicarbonate alkalinity comes up to a certain range it could play a buffering role on the accumulation of organic acid. So in the actual operation the content of the bicarbonate alkalinity should be monitored at any time. When the system generates a lot of volatile fatty acid (VFAs), beyond the buffering ability of systemic alkalinity, system pH value will fall rapidly and inhibits the activity of methano-

gen. There are some studies suggesting that alkalinity has a great influence on the performance of pollutants degradation. In the anaerobic treatment process of printing and dyeing industry wastewater, alkalinity has little impact on COD removal rate when alkalinity drops from  $3000\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  to  $550\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . And COD removal rate dropping from 88% to 68% [44] only takes place on the time of alkalinity dropping to  $250\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .

## **(6) Pretreatment**

If some pretreatment is imposed on food waste before anaerobic digestion of food waste, it not only can promote the following anaerobic digestion process, but also can reduce costs and improve the gas production rate. The commonly used methods of pretreatment include biological, mechanical, chemical methods and various combinations thereof [45]. Mechanical pretreatment decreases the volume of raw materials, reduces the complexity of the molecules and improves the contact area of the reaction mainly via the physical effects of mechanism and heat, such as shredding or smashing raw material. Some study shows that if kitchen waste is frozen in  $-20^{\circ}\text{C}$  for more than 24 h firstly and subsequently thawed again in  $25^{\circ}\text{C}$  for the 12 h, it can improve the concentration of soluble COD(SCOD) in digest fluid and VFA concentration in the acidogenic phase of the reactor, and then subsequently improve the rate and efficiency of methanogenic phase [46]. Chemical pretreatment is to use chemical reagent to soak or treat raw material with acid/alkali. This method has been successfully used in the pretreatment of the straw fermentation. KANG Jiali treated straw with sodium hydroxide for solid chemical pretreatment, the results show that unit TS gas production increased by 49.9% after the treatment of wheat straw with 6% sodium hydroxide, and the digestive time shortens by 19d. The biological pretreatment, that is to hydrolyze raw materials by the effect of microbial biochemical before the hydrolysis reaction, making the degradation easier, so as to improve the efficiency of the subsequent anaerobic treatment. PAN Yajie, etc [47]. put forward that the gas formation efficiency could be improved after the biological pretreatment with white-rot fungus, and the preparation of fermentation liquid easy to anaerobic bacteria fermentation.

Thus it can be seen that pretreatment play an important role in anaerobic digestion process. And it is necessary to lay emphasis on pretreatment and make it play a positive role in the process.

### **(7) Hydraulic retention time**

Hydraulic retention time (HRT) is a time that is used to describe reaction time of organic matter within a reactor. For the reactor with a fixed volume, the greater the HRT, the reaction time of the waste is longer. And the smaller the HRT, the reaction time of the waste is shorter. But this could cause a high load, in which organic matter could not degrade to the full to lead to a failure in the biochemical reaction. According to different substrates, the hydraulic retention time generally needs twenty days or so in a single-phase continuous anaerobic reactor. However, the hydraulic retention time in 2–10 d or so is needed for each phase in a system of two-phase anaerobic reaction, in which hydrolysis-acidogenesis, methanogenesis are divided artificially. B. Rincon [48], etc. investigated the impact of retention time on single-phase anaerobic digestion for the solid waste of olive branch and studied gas formation under anaerobic condition. It was observed when organic load rate and retention time are  $9.2 \text{ g COD}\cdot\text{L}^{-1}$  and 17 days respectively, methanogenic rate reaches the highest value of  $1.7 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}$ . However, when organic load rate extend more than  $9.2 \text{ g COD}\cdot\text{L}^{-1}$  and retention time is less than 17 days, the system begins to become unstable until reaction fails.

### **(8) Inoculation amount**

Inoculation is to provide microorganisms for anaerobic digestion system. The quantity and quality of inoculation material play a crucial role in the gas formation performance and stability of the anaerobic digestion system. If the inoculum concentration is too low, the number of microorganisms available would become too little. Methanogens would grow slowly, so it needs an enrichment process. However the acidogenic rate is quicker than methanogenic rate. And then the acid accumulation becomes inevitable. And if the inoculum quantity is too high, the volume demand of reactor would become higher and the cost would rise. When the inoculum amount increases, a relative lack of nutrition takes place subsequently in a certain condition, and microorganism reaches a certain number, this can lead to the struggle for existence, and then lead to lower the activity of microorganism. Generally it is better when inoculation amount reaches 20–30% of medium weight. And inoculation quantity also should rise [49] along with the improvement of solid content.

Nallathambi also found out that gas production quantity rises with the increased amount of inoculation amount in the study of different inoculation amount influencing the degradation of forage [50]. Some study has proved that the different inoculation amount will influence the reaction efficiency of anaerobic digestion, which is undertaken with batch type experimental study under different TS concentration and different inoculation amount in 55°C condition. The study revealed that the condition of TS concentration at 20% and the rate of inoculation at 30% is best available for the ideal biogas production. And the rate of methane production comes up to 490 mL·gVS<sup>-1</sup> [51]. MA Lei [52], etc. tested amounts of six different inoculation influencing food waste anaerobic digestion in a high temperature. The result indicates that 480 g of food waste and 120g of inoculum comes out to be the best proportion with the best effect of gas production in the gross 600g condition with 6 different inoculum proportions of 600g food waste, 540 g food waste with 60g the inoculum, 480g of food waste with 120g of inoculum, 420g of food waste with 180g of inoculum, 360g of food waste with 240g of inoculum and 300g of food waste with 300g of inoculum. In addition, various process indexes, such as removal rates of TS, VS, COD all reach the highest value without exception.

### **(9) Recirculation of zymotic fluid**

Recirculation of zymotic fluid is to let the digested material reflow after centrifugal separation into the reactor. Thus it could make the residual organic component reused by microorganisms, and raise the microbial concentration in reactor, and enhance the reactor buffering ability, and improve the moisture inside the reactor and promote the even distribution of nutrient and enzyme, thus the efficiency of anaerobic digestion is raised. But both high recirculation rate leading to an imbalance between the acidogenic phase and the methanogenic phase could also cause the accumulation of some toxic substances or salt. Then the depression is bound to take place with the reduction of bacterial activity in methanogenic phase. Therefore, the recirculation of anaerobic zymotic fluid has to be controlled in the right range, so as to reduce the discharge volume of digestion liquid, and to ensure the VFA, COD in zymotic fluid to maintain at a relatively low level. Because salt is rich in food waste, the accumulation of salt also need to consider in the process of zymotic fluid recirculation.

In the experiment of food waste anaerobic digestion it is concluded that enhancing the reflux ratio could increase the gas production rate at a lower OLR. But at a higher OLR, increasing recirculation ratio would cause the accumulation of both volatile fatty acid (VFAs) and sodium ions, which easily causes suppression to impact the entire anaerobic digestion process [53]. Some study think that in two-phase anaerobic digestion, acidification phase recirculation of food waste could promote the anaerobic digestion process, and the time required for forming the same amount of methane could reduce by 40% [54]. Delia Teresa Sponza [55], etc. undertook food waste anaerobic digestion experiment by using 70 L of biological reactor with 2 different reflux ratios and no backflow conditions. The result showed that there exists an obvious difference of methane content after the 50 days, which were 50%, 40% and 30% respectively. So the right recirculation could promote the activity of methanogenic bacteria, but a higher recirculation ratio often leads to acidification of the substrate, and restrain the normal output of methane and the growth of methanogenic bacteria.

### **3. Progress in food waste anaerobic digestion research**

Food waste anaerobic digestion technology stems from the anaerobic industrial wastewater and sludge treatment, whose technology has gradually matured. It has been thought there are some ecological rationality and economic feasibility in technology of food waste anaerobic digestion [56]. At present the research of food waste anaerobic digestion focuses on influencing factors among anaerobic digestion process, intermediate product in anaerobic digestion process, the anaerobic digestion processes suitable for kitchen waste, and so on.

#### **3.1. Gas formation efficiency and potential**

Gas production efficiency and potential from Biomass waste usually use sequencing batch reactor (SBR). It is in a batch operation, and each time the reaction are fed one time. It is no longer required for feeding any stuff into reactor until the end of reaction. The reactor is easy to operate. It can be commonly carried out in 500 mL–1.5 L serum bottle, and the gas collection is usually carried through the drainage method.

In 37°C and 28 d digestive conditions Cho [57], etc. drew a conclusion about gas production potential from different kitchen wastes, that the

final methanogenic rate of cooked meat, steamed rice, fresh Chinese cabbage and hybrid kitchen waste achieve  $482\text{ L}\cdot\text{kgVS}^{-1}$ ,  $294\text{ L}\cdot\text{kgVS}^{-1}$ ,  $277\text{ L}\cdot\text{kgVS}^{-1}$  and  $472\text{ L}\cdot\text{kgVS}^{-1}$  respectively. According to the basic composition of kitchen waste, their anaerobic biodegrade abilities were 82%, 72%, 73% and 86% individually. Wang, etc. employ the type of fed-batch and continuous feeding to deal with food waste by a solid-liquid reactor. The methanogenesis achieve  $0.49\text{ m}^3\cdot\text{g VS}^{-1}$  and  $0.71\text{ m}^3\cdot\text{kg VS}^{-1}$  with VS removal rate of 77% and 78% respectively. And in its demonstration engineering tests the quantities of methane production achieve  $0.33\text{ m}^3\cdot\text{gVS}^{-1}$  and  $0.49\text{ m}^3\cdot\text{kgVS}^{-1}$  with VS removal rate of 72% and 74% respectively. K. Komemoto [37], etc. studied the efficiency of hydrogenic phase and acidogenic phase with food waste in 25, 35, 45, 55, 65, 75°C condition respectively. The result shows that the removal rate of suspended solids under different temperature attain 47.5%, 62.2%, 70.0%, 72.7%, 56.1% and 45.9% respectively. L. Neves [58], etc. undertook a batch type gas formation experiment by using lard, cabbage, chicken breast and potato chips to simulate the fat, cellulose, protein and carbohydrate in kitchen waste, getting VS removal rate of 94–99.6% and methanogenic rate of  $0.40\text{--}0.49\text{ m}^3\cdot\text{kgVS}^{-1}$ . W. Parawira [59] undertook a batch experiment with potato and beet leaf with different mix proportion, in which the proportion of potatoes is increased from 10% to 80%. The rate of gas production reaches the highest ratio of  $0.32\text{ LCH}_4\cdot\text{gVS}^{-1}$  when the potato content reaches 40%, with methane content of 84%.

In China there have been many researches engaged in gas formation with food waste. THU [60] applies process of high solid anaerobic digestion in a fed-batch single phase reactor under mesophilic conditions (35°C) to initiate fermentation of kitchen waste prepared by itself. It is found the rate of gas production achieves  $705.77\text{ L}\cdot\text{kgVS}^{-1}$  when organic loading rate reaches  $6.98\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ . And all the indicators in system are very stable. LI Juntao [61], etc. of Tongji University conducted researches of gas forming with different kitchen waste and moisture content. The result implies that a better gas production effect could be gained at inoculation rate of 80% and moisture content of 90%. And the gas yield reaches  $0.65\text{ L}\cdot\text{gVS}^{-1}$ . LIU Huiyou [62], etc. carried out the wet fermentation process on food waste. The best rate of gas production achieves  $520\text{ L}\cdot\text{kgVS}^{-1}$  at trial period of 40 days and inoculation rate of 82%.

And it is appropriate to emphasize that it is necessary to guarantee a greater inoculation rate in the initial phase of operation, and the organic load rate should be strictly controlled to ensure a stable gas production.

### **3.2. Different substrates and joint inoculation**

Components in food waste mainly include fat, protein, carbohydrate and cellulose. The components of different proportion determine the different performance of gas formation. So some scholars specialize in researching the influence of gas formation and digestive process derived from different composition in food waste. L. Neves [45], etc. undertook batch type gas formation experiment by using lard, cabbage, chicken breast and potato chips to simulate the fat, cellulose, proteins and carbohydrates in kitchen waste under a mesophilic condition (35°C). Gas formation potential is gained under different proportions that if there is abundant fat in digestive system, hydrolysis constant would be lowered because of the higher COD content usually existing in it. And when the content of carbohydrate and protein is lifted, it is gained with a higher hydrolysis rate of 0.32 d<sup>-1</sup> and 0.22 d<sup>-1</sup>. And excessive carbohydrates can get the highest rate methane production and the lowest VFA accumulation.

Due to the characteristic of food waste acidifying easily, it is difficult to operate and control by using single food waste as raw materials of reaction, and it is difficult to accomplish an ideal result. While co-digestion is to set up a kind of complementary relationship between different materials, by which an ideal reaction speed and conversion extent can be promoted. And For instance, an ideal performance of gas formation could be accomplished by co-digestion with straw of low nitrogen content and animal manure of high nitrogen content. Sang Hyoun Kim [63], etc. undertook a three stage fermentation system experimental study of food waste for an integrated hydrogenesis, in which the quantity ratio of food waste-municipal sludge are gained according to 100:0, 80:20, 60:40, 40:60, 20:80, 0:100 and 0.5%, 1.0%, 1.5%, 2.0%, 3.0%, 5.0% respectively. It is observed that the specific hydrogen production rate reaches 122.9 mL·g COD<sup>-1</sup>, higher than the single hydrogen production rate of 121.6 mL·g COD<sup>-1</sup> and the single hydrogen production rate of 32.6 mL·g COD<sup>-1</sup> when the quantity ratio is 87%:13% and the VS content is 3%. LI Rong-ping [64], etc. carried out a hybrid anaerobic fermentation with kitchen



waste and dairy manure. A batch type gas formation experiment is undertaken under the mixing ration of 1:1, 1:2 and 1:3 in his research. Study results indicate that the actual potentials of methane production are enhanced by 173%, 6.9% and 3.6% respectively.

And consequently, co-digestion is not the simple addition of organic matter, but to promote mutually, there is a certain synergy in it.

### **3.3. Intermediate product**

In terms of the principle of anaerobic digestion, organic matter in the system was firstly hydrolyzed into sugar, amino acid, alcohol, long chained fatty acids and other substances, and both the intermediates such as volatile fatty acid (VFAs) and some other short chain materials are subsequently formed via acidification, these materials then continue to be degraded into formic acid, acetic acid and methanol, etc. easy to be utilized, at last methanogenic bacteria transform these substrate into methane. This series of transformation pathway and characteristics of product all can be changed as the raw material pretreatment, temperature, pH, feeding concentrations and different kinds of additives & bacteria are differed, and methanogenesis is affected directly. There exist two kinds of common inhibition phenomenon. One is that long chain fatty acids accumulating to a certain amount suppresses the activity of methanogens. The other one is that the accumulation of VFAs especially propionic acid inhibits the activity of methanogens. Foodwaste is extremely easy to acidify. So the recent years researches mainly focus on acid changes in the anaerobic digestion process of food waste.

It is very crucial to study fermentation type in acidogenic phase and its end product for a two-phase anaerobic reaction. According to the main constitution of end product of fermentation, anaerobic acidogenic fermentation of sludge could be divided into four types of fermentation, they are ethanol-type fermentation, propionic acid type-fermentation, butyric acid type-fermentation and mixed acid fermentation. In which ethanol-type fermentation is the newly discovered fermentation type. There would be abundant hydrogen production in the biogas transformed. And liquid products give priority to ethanol and acetic acid. Propionic acid-type fermentation gives priority to acetic acid, propionic acid and CO<sub>2</sub>. Butyric acid-type fermentation gives priority to acetic acid, butyric acid, H<sub>2</sub> and CO<sub>2</sub>, and

mixed acid fermentation is peculiar to the fermentation of enterbacteriaceae genus, in which the main end products of anaerobic fermentation give priority to a complex acid mixture. The products are mainly lactic acid, acetic acid, succinic acid and formic acid. The two main types of fermentation are alcoholic fermentation and lactic acid fermentation. In alkaline fermentation methanogens can only break down compounds of C1 and acetic acid. Only when ethanol, propionic acid and ethylacetic acid transformed into acetic acid firstly, they could be used for methanogenesis. And methanogens is vulnerable to suppression and cause imbalance between acidogenic phase and methanogenic phase. This could lead to a higher partial hydrogen pressure and make the whole fermentation reaction eventually fail. From the change of Gibbs free energy  $\Delta G_0$  in hydrogenesis and acidogenesis, it is known that the partial hydrogen pressure should be strictly controlled below the 0.01 kPa from the transformation of propionic acid to acetic acid, while the partial hydrogen pressure could be low under 10kPa during the transformation from ethanol to acetic acid. There exist three points which could be used to determine whether the type of fermentation is the ethanol-type fermentation. The first is whether or not it is easy with converting to acetic acid from end products of acidogenic phase, thus to know whether or not it is beneficial to methane production. The second is whether or not it is possible with converting to propionic acid from end products of acidogenic phase, if it is converted to propionic acid, pH value falls due to propionic acid accumulation. And the third is whether or not the end product of acidification is some neutral product, because neutral product could make the system still ran normally in the low pH value. From the above three points, ethanol and acetic acid are the two most suitable intermediate products to form end product. So the optimal fermentation type should choose ethanol-type fermentation. LI Baikun, LV Bingnan [65], etc. figured out that it should control ethanol-type fermentation to be in strictly anaerobic environment, in which start up has to be a static system of absolutely anaerobic activated sludge process. Oxygen is the crucial environmental factor that impacts ethanol-type fermentation. Inefficiency test of intermittent ethanol fermentation, the environmental factors should be controlled at pH 5.0, COD 40000 mg/L and T 35°C.

Generally, sequencing batch reactor (SBR) or Single reactor will be suppressed due to accumulation of volatile fatty acids (VFAs), especially

the accumulation of propionic acid. When lower pH value and escalation of  $H_2$  partial pressure is beyond the suitable range of pH and  $H_2$  partial pressure in corresponding with oxidation type, eventually it would lead to the reaction stop or failure. Especially when dealing with municipal food waste and fruit vegetable waste, single-phase reactor is more likely to generate an accumulation of volatile fatty acids (VFAs) to inhibit hydrogenic phase and acidogenic phase, bringing about hydrolysis stage becoming a limiting step of methanogenic phase from a complex substrate. And the accumulation of fatty acids damages growth environment of methanogens. ZHANG Bibo [66], etc. studied relations between gas formation and the change of VFA concentration at the high temperature anaerobic digestion with one-phase reactor to process municipal organic waste. The result shows that the depression of gas production rate is influenced directly by a too-high VFA concentration and the activity of methanogens is suppressed by the obvious accumulation of organic acid. SHI Hongzuan investigated the influence of the product in acidogenic phase on the different pH values of 5, 7, 9, 11 individually. The result shows that both VFA yield and acidification rate could attain the ceiling values at pH of 7, and they are  $35.100 \text{ g VFA}\cdot\text{L}^{-1}$  and  $1096.8 \text{ mg VFA}\cdot\text{gTS}^{-1}$ . Among which, acetic acid and lactic acid are two major products, and the concentration of propionic acid and butyric acid is relatively low. A greater butyric acid occurs at PH of 7, and concentration of propionic acid is higher at pH higher than 7. Butyric acid is the main product in the anaerobic treatment of fruit & vegetable garbage and municipal organic waste. Its concentration can reach  $4000 \text{ mg L}^{-1}$  or a greater value to fail reaction.

In addition, efficiency of conversion and level of hydrolysis acidification in acidogenic phase could be assessed via the calculation of acidification rate by utilizing the information of VFA produce law. For problems in single-phase anaerobic digestion, Ghosh [67] proposed the two-phase anaerobic digestion system, in which acidogenic phase and methanogenic phase are separated from each other to achieve their best reaction condition respectively. In a two-phase anaerobic system, it has an important impact on methanogenic phase by controlling products and approaches of acidogenic phase. LIU Min [68], etc. used molasses waste water as the substrate to study fermentation type in acidogenic phase and the law of transformation in the anaerobic methanogenic phase. The result shows

that VFA concentration, its form and the proportion among acids is one of the important indicators to measure the anaerobic performance, and fermentation type in acidogenic phase directly affects the subsequent transformation efficiency of its substrate. LI Baikun, LV Bingnan [65], etc. undertook experiments on organic acids conversion in methanogenic phase of the two phase anaerobic process. The result shows that ethanol oxidation may withstand a wider partial hydrogen pressure, microbial degradation rate of the transformation of organic acid abide by the rule of acetic acid > ethanol > propionic acid > butyric acid, and ethanol-type fermentation is the best fermentation type to play the two-phase anaerobic system function sufficiently.

So inquiry into the intermediate product could help realize the efficient access to comprehensive utilization of municipal organic solid wastes.

### **3.4. Waste complex**

There have been abundant three big nutrient compositions of carbohydrate, protein and fat existing in waste water of food waste and dairy industry, so it belongs to the wastewater difficult to deal with the conventional biochemical technology, and it is defined as a waste complex. The existence of the protein and fat can make methane content in the biogas produced remarkably [35]. It is identified that hydrolysis and acidification of carbonate, protein and fat is the rate-limiting step to accomplish biomass conversion from raw material of food waste. Hydrolysis of grease and carbohydrate increases with the sludge retention time. And the hydrolysis of proteins occurs only in the stage of methanogenic phase. For the transformation of carbohydrates, hydrolysis is its rate-limiting step. Whereas in the case of acidification condition, only acidification is considered as the rate-determining step for the transformation of oil. While both hydrolysis and acidification have been considered as the rate-limiting step for the transformation of proteins [69].

L Masse [70], etc. tested the experiment of the oil particles hydrolyzed with alkali and enzyme in the wastewater of slaughterhouse. And it is found that pancreatic lipase is more significant than alkaline liquor on the effect of decreasing oil particle size. Hydrolysis by pancreatic lipase PL-250 could be regarded as the best pretreatment method in dealing with particles of oils and fats existing in slaughter plant. CHEN Yinguang [71],

etc. undertook some experiment of hydrolysis and acidification with abandoned activated sludge in different pH. And the pH in substrate is adjusted by different type reagent. It is found that at a room temperature the hydrolysis of activated sludge follow the following order: alkalinity>acidity>neutral and blank experiment. At 8th day the concentration of VFAs were 354.49, 842.00 and 2708.02 mg/L in pH 4.0, 7.0 and 10.0 digestive conditions respectively. Thus it can be seen that in an appropriate condition, pancreatic lipase and alkali liquor could both achieve the fast rate of hydrolysis and acidification.

Ingredients of biodegradable organics in waste complex have their unique degradation rules, so a comprehensive research should be conducted according to their respective features.

### **3.5. Anaerobic digestion process**

The anaerobic digestion process has gone through the evolution of single-phase and two-phase, and the technical performance of various types matures gradually. Single-phase is that all the microbial activities exist in the same space or in the same reactor. About six kinds of microbe come into play in anaerobic digestion. The condition for maintaining the activity of different microbe is different. Consequently, single-phase reactor could only deal well with the efficiency of biogas producing in a certain range. Single-phase reactor incorporates continuous stirred tank reactor (CSTR), upflow anaerobic sludge blanket (UASB), anaerobic filter reactor (AFR) or anaerobic fixed membrane reactor (AFMR), anaerobic contact process (ACP) or plug flow reactor (PFR). Two-phase anaerobic digestion process of organic solid wastes, first expressed by Pohland and Ghose in 1971, is also called two-step anaerobic digestion or two-stage anaerobic digestion. Which divide the anaerobic reaction process artificially into hydrolysis-acidogenesis and methanogenesis, in order to meet the microbial activity demand at different stages of anaerobic digestion and to accomplish the best reaction efficiency. A acidogenic phase both controlling acid yield rate and avoiding overload in methanogenic step is generally set before the methanogenic phase. On the other hand, it could avoid shocks on the whole system from complex, unstable and toxic substance, could improve the dynamics of anaerobic digestion process and enhance the stability of operation in the system. However, a consensus has not been reached by the researchers on whether the technology is more suitable for

the anaerobic digestion of food waste. WANG Xing [72], etc. contrasted single phase process and two phase process of food waste. The result implies that gas production accumulated by the two methods differs obviously from each other. Although there exists a larger fluctuation in daily gas-produce in the single-phase process, it is simple with the operation of this process, and it is short with the gas production cycle, it has a superiority of industrialization to a certain extent. Jung KonKim [73], etc. in Korea used a process of three-phase anaerobic digestion to deal with food waste. That consists of half anaerobic hydrolysis-acidogenesis, strictly anaerobic acidogenesis and strictly anaerobic methanogenesis. It is conducted with a partial-type test and a successive test, in which the first stage is undertaken under 45°C in a CSTR, the second stage is undertaken under 35°C in a UASB, and the third is undertaken under 50°C in a UASB. It indicates that this system of anaerobic process could process food waste with a high efficiency. The removal rate of COD could reach 90.1%, and rate of methanogenesis could reach 254LCH<sup>4</sup>·kg COD<sup>-1</sup> degraded.

Sun-KeeHan [74] also studied the hydrogenesis and methanogenesis using a two-level method with four fluidized bed reactors employed for hydrogen production and one UASB reactor employed for methane production. When the load reaches 11.9 kg·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>, conversion rate of hydrogen reaches 28.2%, conversion rate of methane reaches 69.9%, and their rate of production attain 3.63 m<sup>3</sup>·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup> and 1.75m<sup>3</sup>·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup> individually. R. Sarada [75], etc. used the two-phase method and the single-phase method respectively to process tomato anaerobically for biogas production, in which their conversion rates of methane attain 80% and 70% respectively, and conversion rate of methane of the two-phase method is greater than that of single-phase method by 40–50% in methane content. Yet Mtz. Viturtia [76] compared the minced fruits and vegetables for biogas formation, and it was found that there is some indistinctive difference between two-phase method and single-phase method. The loaded gas production rate could achieve 0.63 m<sup>3</sup>·kgVS<sup>-1</sup> and 0.623 m<sup>3</sup>·kgVS<sup>-1</sup> respectively. In a high load the hydrolysis of substrate would be inhibited, and this would cause a gas yield decline.

XU Jianbo, ZHANGBo [77], etc. used a two-stage ASBR to deal with kitchen waste. Under a mesophilic condition it is conducted with a 2.5 L reactor for hydrolysis-acidogenesis and a 2 L reactor for methanogenesis, and the capabilities of acidogenesis and methanogenesis are both

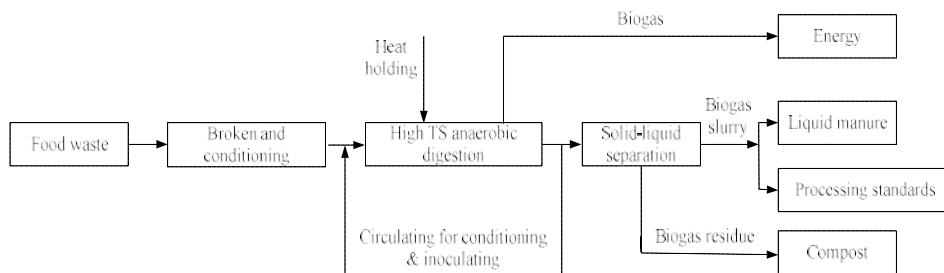
considered. It is obtained that under a working condition of the solid content at 8%, the HRT at 13.3 d and loading rate of TS at  $5.23 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ , the total COD removal could reach 77.6%, and TS removal could reach 72.21%.

In all these ways a high-rate biomass to biogas technique is to maintain a high-rate activity of different microbe in the whole process of anaerobic digestion. The rate-limiting step should cause enough attention. And all kinds of solutions should be taken to run anaerobic digestion smoothly.

### **3.6. Dry-type fermentation & wet-type fermentation**

Yield of municipal solid waste, such as sewage sludge, food waste and domestic organic refuse, etc. is driven upward dramatically along with the development of economy and society along with the boosting of urbanization in China, has becoming one of the largest pollutants damaging the environment, and this restricts the sustainable development of economy and society greatly. The process of research mostly concentrated in the wet-fermentation before the late 80's. Due to requiring pretreatment for raw materials with wet anaerobic fermentation, tons of water have to be consumed. This makes the difficulty of processing increased and the cost raised. In recent years, more and more scholars begin to research dry-type fermentation and its application, and make numerous significant accomplishments. Dry-type fermentation, also known as solid-phase fermentation or solid fermentation, use the original solid materials to ferment [78]. French VALORGA, Belgian DRANCO, Swiss KOMPOGAS, etc. all belong to the typical representative of dry-type fermentation. Fig. 2 demonstrates the basic process of dry-type fermentation. The most prominent feature of this process is to achieve zymotic fluid recirculation, so as to realize the effective conditioning and inoculation of fermentation materials. The several typical dry-type fermentation projects possess the treatment capacity of 10,000–50,000 tons of solid garbage per year,  $100\text{--}200 \text{ m}^3\cdot\text{t}^{-1}$  of gas yield,  $1000 \text{ m}^3$  of single pool volume or so. Since adopting solid-phase fermentation, dry-type fermentation reactor can deal with both fresh biomass raw materials and dry biomass raw materials. Furthermore, this method won't bring about the problem such as fermentation raw material rising and crusting. So dry-type fermentation could be widely used to process both agriculture and city

solid waste such as droppings of livestock and poultry, crops straw, wastes in food processing, wastes in fermentation industries and living rubbish [79], etc. For TS concentration in the material greater than 20%, the gas formation performance and garbage biodegradation would drop with the increase of TS [80]. For TS concentration in food waste constantly between 15% and 20%, it allows to consider pre-treatment of no water additive, but direct dry-type fermentation. WU Manchang [81], etc. tested dry-type fermentation with different solid content under different temperature, it turned out that in room temperature (25°C) and temperature (35°C) conditions individually, there exists no biogas yield basically or with the increase of the concentration of TS gas yield gradually would stop when TS concentration is greater than 20%. Only in high temperature conditions (55°C) this method could accomplish a good performance of biogas yield. Whereas, it should be recognized that there would be more equipment demand. And the reaction process is vulnerable to the inhibition of substance in the zymotic fluid, such as ammonia nitrogen ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) and salt. In practical application, it is recommended to choose different operating process applying to the actual background information and requirements.



**Fig. 2.** Flow chart of dried fermentation for food waste

**Rys. 2.** Schemat przepływow suchej fermentacji odpadów żywnościowych

Dry-type fermentation & wet-type fermentation have their respective advantages and adaptive scope. Type of fermentation need to be applied flexibly according to the practical demands in practical operation.



## 4. Conclusion

As a rule of thumb, to develop techniques of biogas fermentation and biomass gasification is one of the main ways in solving urban energy shortage and decreasing environmental pollution in present urban regions. Anaerobic digestion technology is practicable for the treatment of organic solid waste to combine material recovery and energy yield, by which organic solid waste such as food waste becomes biomass for some biodigester, which produces biogas. Overall, dry-type fermentation technology for methane production changes the traditional pattern of fermentation utilizing the organic fraction of MSW Municipal Solid Waste. Comparing with obvious advantages of wet-type fermentation, dry-type fermentation remains some shortages so far. It is concluded that dry-type fermentation could guarantee a smooth fermentation for biowaste even under a higher concentration of dry matter, and generate high qualities of organic fertilizer and sufficient biogas as biofertilizer and clean energy, and meet zero emission in demand. In one sense, disposal of anaerobic digestion could turn food waste, representative of the city biowaste, into fortune to benefit mankind to manage our future in a metropolis [82, 83]. And it is highly recommended that ethanol-type fermentation be the most promising acidification type in it. With increasing use of anaerobic technology for disposing the growing burden of various municipal solid organic waste, it is expected that metropolis would become more economically competitive because of its more judicious utilization of natural resources. Therefore, anaerobic digestion technology proven the best approach in municipal food waste disposing and recycling is almost certainly assured of increased usage in the future.

## Acknowledgements

*This research was supported by the China National Key Project of Scientific and Technical Supporting Programs of China (Grant NO. 2009BAC64B06). The work described in this paper was also funded by the Public Science and Technology Research Funds Projects of Environmental Protection, Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China (Grant No. 201109035).*

## References

1. **Cuellar A.D., Webber M.E.:** *Wasted Food, Wasted Energy: Embedded Energy in Food Waste in the United States*. Environmental Science & Technology 44, 6464–6469 (2010).
2. **Levis J.W., Barlaz M.A., Themelis N.J.:** *Assessment of the State of Food Waste Treatment in the United States and Canada*. Waste Management 30, 1486–1494 (2010).
3. **Pehlivan E., Taner F.:** *The Investigation of Conversion to Products Like Fossil Fuels and Biogas and Substance Soluble in Water of Some Biomass Wastes*. SGEM 2009: 9<sup>th</sup> International Multidisciplinary Scientific Geoconference, vol. II, Conference Proceeding: Modern Management of Mine Producing, Geology and Environmental Protection, 413–420 (2009).
4. **Stępniewski W., Pawłowska M.:** *A Possibility to Reduce Methane Emission from Landfills by Its Oxidation in the Soil Cover*. Chemistry from the Protection of the Environment 2, Environmental Science Research, Vol. 51, Plenum Press, New York, 75–92 (1996).
5. **Chen Y., Xu Y., Yin Y.:** *Impacts of land use change scenarios on storm-runoff generation in Xitiaoxi basin, China*. Quaternary International 208, 121–128 (2009).
6. **Summers J.D., Macleod G.K., Warner W.C.:** *Chemical composition of culinary wastes and their potential as a feed for ruminants*. Animal Feed Science and Technology 5, 205–214 (1980).
7. **Tuarira A.M.:** *Chapter 3 – Food, Field Guide to Appropriate Technology*. 277–480, (2003).
8. **Pawłowska M., Stępniewski W.:** *An influence of methane concentration on the methanotrophic activity of a model landfill cover*. Ecological Engineering 26, Elsevier, 392–395 (2006).
9. **Pawłowska M., Kurzak J., Orłowska R.:** *Evaluation of possibility of green waste composting – Lublin case study*. in: Pawłowski L., Dudzińska M., Pawłowski A. (eds), Environmental Engineering, Taylor & Francis Group, New York – Singapore, 323–326 (2007).
10. **Komilis D., Evangelou A., Giannakis G.:** *Revisiting the elemental composition and the calorific value of the organic fraction of municipal solid wastes*. Waste Management, 32, 372–381 (2012).
11. **Pawłowska M., Czerwiński J., Stępniewski W.:** *Variability of the Non-methane Volatile Organic Compounds (NMVOC) Composition in Biogas from Sorted and Unsorted Landfill Material*. Archives Environ. Prot. 34, 3, 287–298 (2008).

12. **Ki-Chang N., Cheorun J., Mooha L.:** *Meat products and consumption culture in the East.* Meat Science, 86, 95–102 (2010).
13. **Hao H., Wang H., Ouyang M.:** *Fuel conservation and GHG (Greenhouse gas) emissions mitigation scenarios for China's passenger vehicle fleet.* Energy 36, 6520–6528 (2011).
14. **Seung G.S., Gyuseong H., Juntaek L.:** *A comprehensive microbial insight into two-stage anaerobic digestion of food waste-recycling wastewater.* Water Research, 44, 4838–4849 (2010).
15. **Pawłowska M., Czerwiński J., Stępniewski W.:** *Variability of the Non-methane Volatile Organic Compounds (NMVOC) Composition in Biogas from Sorted and Unsorted Landfill Material* Archives Environ. Prot. 34, 3, 287–298 (2008).
16. **Montusiewicz A., Lebiocka M., Pawłowska M.:** *Characterization of the biomethanization process in selected waste mixtures.* Archives of Environmental Protection, 34, 3, 49–61 (2008).
17. **Heller M.C., Keoleian G.A.:** *Assessing the sustainability of the US food system: a life cycle perspective.* Agricultural Systems, 76, 1007–1041 (2003).
18. **Stępniewski W., Pawłowska M.:** *Biofilters and biocovers of landfills – Effect of biophysical factors on their efficiency.* In: Proceedings of the National Seminar on Solid Waste Management – WasteSafe 2008, Alamgir M., Hossain Q.S., Rafizul I.M., Mohiuddin K.M. & Bari Q.H., Kbulna (eds), Bangladesh, 289–297 (2008).
19. **Staszewska E., Pawłowska M.:** *Methanotrophs and their role in mitigating methane emissions from landfill sites.* In: Environmental Engineering, (eds. Pawłowski L., Dudzińska M.R., Pawłowski A.), CRC-Press Taylor&Francis Group, Boca Raton, 351–364 (2010).
20. **Tang X., Gu Y.:** *Research on Development of Green Catering in China in the Context of Low Carbon Economy.* Energy Procedia, 11, 4005–4012 (2011).
21. **Jiuping X., Zongmin L.:** *A review on Ecological Engineering based Engineering Management.* Omega, 40, 368–378 (2012).
22. **Staszewska E., Pawłowska M.:** *Methanotrophs and their role in mitigating methane emissions from landfill sites.* In: Environmental Engineering, (eds. Pawłowski L., Dudzińska M.R., Pawłowski A.), CRC-Press Taylor&Francis Group, Boca Raton, 351–364 (2010).
23. **Appels L., Baeyens J., Degève J.:** *Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge.* Progress in Energy and Combustion Science, 34, 755–781 (2008).
24. **Bernstad A., la Cour Jansen J.:** *A life cycle approach to the management of household food waste – A Swedish full-scale case study.* Waste Management, 31, 1879–1896 (2011).

25. **Arnaiz C., Gutierrez J.C., Lebrato J.:** *Biomass stabilization in the anaerobic digestion of wastewater sludges.* *Bioresource Technology*, 97, 1179–1184 (2006).
26. **Lebiocka M., Montusiewicz A., Pawlowska M.:** *Variability of Heavy Metal Concentrations in the Co-Digestion.* Proceedings of EURASIA Waste Symposium, Istanbul, 14–17 November 2011.
27. **Kosseva M.R.:** *Management and Processing of Food Wastes, Comprehensive Biotechnology.* (Second Edition), 557–593 (2011).
28. **Sarahi L.G., Kamlesh J., Whitman W.B.:** *Transition of microbial communities during the adaption to anaerobic digestion of carrot waste.* *Bioresource Technology*, 102, 7249–7256 (2011).
29. **Rincón B., Borja R., Martín M.A.:** *Kinetic study of the methanogenic step of a two-stage anaerobic digestion process treating olive mill solid residue.* *Chemical Engineering Journal*, 160, 215–219 (2010).
30. **Becker P.M., van Wikselaar P.G.:** *Effects of plant antioxidants and natural vicinal diketones on methane production, studied in vitro with rumen fluid and a polylactate as maintenance substrate.* *Animal Feed Science and Technology*, 170, 201–208 (2011).
31. **Cavinato C., Bolzonella D., Fatone F.:** *Optimization of two-phase thermophilic anaerobic digestion of biowaste for hydrogen and methane production through reject water recirculation.* *Bioresource Technology*, 102, 8605–8611 (2011).
32. **Cao Y., Pawlowski A.:** *Sewage sludge-to-energy approaches based on anaerobic digestion and pyrolysis: Brief overview and energy efficiency assessment.* *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16, 1657–1665 (2012).
33. **Jiunn-Jyi L., Yu-You L., Tatsuya N.:** *Influences of pH and moisture content on the methane production in high-solids sludge digestion.* *Water Research*, 31, 1518–1524 (1997).
34. **Zhang B., Shi H., Zhang L.:** *The influence of pH on hydrolysis and acidogenesis of kitchen wastes in two-phase anaerobic digestion.* *Acta Scientiae*, 25, 665–669 (2005).
35. **Bouallagui H., Haouari O., Touhami Y.:** *Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste.* *Process Biochem.*, 39, 2143–2148 (2004).
36. **Xiao B., Li B., Li B.:** *Organic solid waste anaerobic digestion technology research progress.* *Pioneering with Science & Technology Monthly*, 12, 107–109 (2004).
37. **Komemoto K., Lim Y.G., Nagao N.:** *Effect of temperature on VFA's and biogas production in anaerobic solubilization of food waste.* *Waste Management*, 29, 2950–2955 (2009).

38. **Gao L., Deng G., Zhao H.:** *Effect of C/N on Gas Production of Biogas.* Journal of Anhui Agricultural Sciences, 37, 6879–6880 (2009).
39. **Lin C.Y., Lay C.H.:** *Carbon/nitrogen-ratio effect on fermentative hydrogen production by mixed microflora.* Int. J Hydrogen Energy, 29, 41–45 (2004).
40. **Whittmann C., Zeng A.P., Deekwer W.D.:** *Growth inhibition by ammonia and use of pH-controlled feedings strategy for the effective cultivation of Mycobacterium chlorophenolicum.* Applied Microbiology and Biotechnology, 44, 519–525 (1995).
41. **Jiang J., Wang Y., Sui J.:** *Variations of the ammonia concentration of high solid anaerobic digestion technology for organic waste.* China Environmental Science, 27, 721–726 (2007).
42. **Prkin G.E.:** *The effect of ammonia on methane fermentation process.* Water Pollut. Control Fed, 61, 55–59 (1989).
43. **Ye C., Jay J.C., Creamer K.S.:** *Inhibition of anaerobic digestion Process: A review.* Bioresource Technology, 99, 4044–4064 (2008).
44. **Zheng F., Zheng S.:** *Basicity on anaerobic system influence analysis.* China High Technology Enterprises, 10, 65 (2008).
45. **Wang X., Wang D., Li J.:** *Status quo of kitchen waste anaerobic digestion.* China Biogas, 24, 36 (2006).
46. **Stabnikova O., Liu X.Y., Wang J.Y.:** *Digestion of frozen/thawed food waste in the hybrid anaerobic solid-liquid system.* Waste Management, 28, 1654–1659 (2008).
47. **Pan Y., Zhang L., Guo J.:** *The study on biological degrading of crops straw.* Renewable Energy, 3, 33–35 (2005).
48. **Rincon B., Borja R., Gonzalez J.M.:** *Influence of organic loading rate and hydraulic retention time on the performance, stability and microbial communities of on-stage anaerobic digestion of two-phase olive mill solid residue.* Biochemical Engineering Journal, 40, 253–261 (2008).
49. **Zhang A., Chen H., Li Z.:** *The present situation and progress of study of solid-state anaerobic digestion of organic solid wastes.* Research of Environmental Sciences, 15, 52–54 (2002).
50. **Nallathambi G.:** *Effect of inoculum/substrate ration and Pretreatments on methane yield from Parthenium.* Biomass and Bioenergy, 8, 39–44 (1995).
51. **Forster-Carneiro T., Perez M., Romero L.I.:** *Influence of total solid and inoculum contents on performance of anaerobic reactors treating food waste.* Bioresource Technology, 99 6994–7002 (2008).
52. **Ma L., Wang D., Xie X.:** *Influence of inoculum on thermophilic anaerobic digestion of food waste.* Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 24, 178–182 (2008).
53. **Wang X., Wang D., Zhang Y.:** *Effects of recirculation and organic loading on anaerobic digestion of kitchen wastes.* Environmental Pollution & Control, 28, 748–752 (2006).

54. **Stabnikova O., Xue-Yan L., Jing-Yuan W.:** *Anaerobic digestion of food waste in a hybrid anaerobic solid-liquid system with leachate recirculation in an acidogenic reactor.* Biochemical Engineering Journal, 42, 198–201 (2008).
55. **Sponza D.T.:** *Impact of leachate recirculation and recirculation volume on stabilization of municipal solid wastes in simulated anaerobic bioreactors.* Process Biochemistry, 39, 2157–2165 (2004).
56. **Chen Q., Liu H., Hu Y.:** *A review on the development of anaerobic digestion of organic solid wastes.* China Biogas, 19, 328 (2001).
57. **Cho J., Park S.:** *Biochemical methane potential and solid state anaerobic digestion of Korean food wastes.* Bioresource Technology, 52, 245–253 (1995).
58. **Neves L., Goncalo E., Oliveira R.:** *Influence of composition on the biomethanation potential of restaurant waste at mesophilic temperatures.* Waste Management, 28, 965–972 (2008).
59. **Parawira W., Murto M., Zvauya R.:** *Anaerobic batch digestion of solid potato waste alone and in combination with sugar beet leaves.* Renewable Energy, 29, 1811–1823 (2004).
60. **Sui J., Jiang J., Wu S.:** *Start-up Research of Single Phase High Solid Anaerobic Digestion Technology for Organic Waste.* Environmental Science, 28, 684–688 (2004).
61. **Li J., Qian X., Zhao Y.:** *Feasibility Study on Anaerobic Digestive Disposal of Waste Food.* Shanghai Environmental Sciences, 22, 646–648 (2003).
62. **Liu H., Wang J., Zhao D.:** *Study of Anaerobic Digestion Treatment Technology for Food Waste and Swill.* Energy Technology, 26, 150–154 (2005).
63. **Sang H.K., Sun K.H., Hang S.S.:** *Feasibility of biohydrogen production by anaerobic codigestion of foodwaste and sewage sludge.* International Journal of Hydrogen Energy, 29, 1607–1616 (2004).
64. **Li R., Liu Y., Li X.:** *Biogasification performance of anaerobic co-digestion of kitchen residues and cattle manure.* Renewable Energy Resources, 26, 64–68 (2008).
65. **Li B., Bingnan L.V., Ren N.:** *The Influence Factors of Ethanol Type Fermentation in Acidogenic Ph.* Journal of Harbin University of Civil Engineering and Architecture, 29, 44–48 (1996).
66. **Zhang B., Zeng G., Zhang P.:** *A study of thermophilic digestion of municipal solid waste.* Environmental Pollution & Control, 28, 87–89 (2006).
67. **Ghosh S., Taylor D.C.:** *Kraft-mill biosolids treatment by conventional and biphasic fermentation.* Water Science and Technology, 40, 169–177 (1999).
68. **Liu M., Ren N., Ding J.:** *Anaerobic Fermentation Biohydrogen Production from Molasses, Starch and Milk Wastewaters.* Environmental Science, 25, 65–69 (2004).
69. **Miron Y., Zeeman G., van Lier J.B.:** *The role of sludge retention time in the hydrolysis and acidification of lipids, carbohydrates and proteins during digestion of primary sludge in CSTR systems.* Water Research, 34, 1705–1713 (2000).

70. **Masse L, Kennedy K.J., Chou S.:** *Testing of alkaline and enzymatic hydrolysis pretreatments for fat particles in slaughterhouse wastewater.* Bioresource Technology, 77, 145–155 (2001).
71. **Chen Y., Jiang S., Yuan H., Zhou Q., Gu G.:** *Hydrolysis and acidification of waste activated sludge at different pHs.* Water Research, 41, 683–689 (2007).
72. **Wang X., Wang D., Xu F.:** *Comparative study of biogas production from kitchen wastes with different anaerobic digestion technologies.* Energy Engineering, 5, 27–31 (2005).
73. **Jung K.K., Gui H.H., Baek R.O.:** *Volumetric scale-up of a three stage fermentation system for food waste treatment.* Bioresource Technology, 99, 4394–4399 (2008).
74. **Sun-Kee H., Hang-Sik S.:** *Performance of an innovative two-stage process converting food waste to hydrogen and methane.* Air and Waste Management Association, 54 242–249 (2004).
75. **Sarada R., Joseph R.:** *A comparative study of single and two stage processes for methane production from tomato processing waste.* Process Biochemistry, 31, 337–340 (1996).
76. **Mtz-Viturtia A., Mata-Alvarez J., Cecchi F.:** *Two-phase continuous anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes.* Resources, Conservation and Recycling, 13, 257–267 (1995).
77. **Xu J., Zhang B., Cai W.:** *Two-Stage Anaerobic Digestion of Kitchen Garbage in SBR Reactors.* Research of Environmental Sciences, 17, 44–47 (2004).
78. **Scarlat N., Dallemand J.F., Skjelhaugen O.J.:** *An overview of the biomass resource potential of Norway for bioenergy use.* Renewable and Sustainable Energy Reviews, 15, 3388–3398 (2011).
79. **Bazmi A.A., Zahedi G., Hashim H.:** *Progress and challenges in utilization of palm oil biomass as fuel for decentralized electricity generation.* Renewable and Sustainable Energy Reviews, 15, 574–583 (2011).
80. **Li X., Zhao L., Han J.:** *The new direction of agricultural residues utilization in China: biogas dry fermentation technology.* China Biogas, 24, 23–27 (2006).
81. **Wu M., Sun K., Li R.:** *High-temperature dry anaerobic-digestion process for treating municipal solid wastes.* Energy Research and Information, 21, 187–191 (2005).
82. **McGrath P., Nilon C.H., Pouyat R.V.:** *Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress.* Journal of Environmental Management, Volume 92, 331–362 (2011).
83. **Lebkowska M., Załęska-Radziwiłł M.:** *Usable products from sewage and solid waste.* Archives of Environmental Protection. Vol 37. No 3. 15–19 (2011).

## **Badania nad technologiami odzysku biogazu z biomasy z żywnościowych odpadów komunalnych: przegląd**

### **Streszczenie**

Źródła energii znalazły się w centrum zainteresowania pod względem prawnym, etycznym, społecznym i gospodarczym z powodu rosnących problemów środowiska. Powszechnie wiadome, że nieodnawialne źródła energii są w coraz większym stopniu zastępowane innymi, które są odnawialne i mniej zanieczyszczające, z wykorzystaniem technologii mających na celu zrównoważony rozwój. Utylizacja stałych odpadów żywnościowych jest wciąż poważnym problemem dla wielu społeczności. Technologia beztlenowej fermentacji jest możliwa do zastosowania przy przetwarzaniu organicznych odpadów stałych i łączy odzysk materiału oraz produkcję energii. Recykling odpadów spożywczych w procesie beztlenowa fermentacja na biogaz, zawiesinę biogazu oraz nawóz organiczny jest podstawowym zadaniem utylizacji bioodpadów komunalnych. Bazując na sortowaniu odpadów spożywczych, technologia ta może zlikwidować zanieczyszczenia z odpadów spożywczych, w odniesieniu do ich źródeł. Z jednej strony złagodzić presję na środowisko pochodzące z spożywczych odpadów komunalnych oraz uniknąć wtórnego zanieczyszczenia, osiągnąć zasadę „3R” (Reduce, Reuse, Recycle) w gospodarce odpadami jeszcze bardziej. Zasada ta wprowadza zasady technik, przewagę technologiczną oraz postęp w dziedzinie badań nad beztlenową fermentacją. Fermentacja beztlenowa dzieli się na mokrą i suchą. W porównaniu z oczywistymi zaletami fermentacji na mokro, jest jeszcze wiele braków w procesie fermentacji suchej. Ostatecznie stwierdzono, że technologia suchej fermentacji do produkcji metanu zmieniła tradycyjne podejście do fermentacji. W pewnym sensie, usuwanie i recykling odpadów spożywczych jest w przybliżeniu podobny do zgazowania komunalnych odpadów spożywczych, co może zamienić odpady w majątek, który ludzkość może wykorzystać do zarządzania w metropoliach. I zdecydowanie rekomenduje się fermentację typu etanolowego jako najbardziej obiecujący typ acydyfikacyjny.





# **Abundance and Structure of Ciliated Protozoa Community at the Particular Devices of "Hajdów" WWTP**

*Roman Babko*

*Schmalhausen Institute of Zoology NAS of Ukraine*

*Grzegorz Łagód, Katarzyna M. Jaromin-Gleń  
Lublin University of Technology, Poland*

## **1. Introduction**

Ciliates are generally dominant protozoa in activated sludge; the most common are attached forms and forms that crawl over the surface of the sludge flocks. The experimental work demonstrated that ciliated protozoa are essential for the production of a good quality effluent [3].

Communities of organisms in the system of activated sludge are an object of intensive study for more than 50 years. Multiple researches showed that protozoa are good indicators of treatment process [14, 16, 24] and determine activated sludge quality [3, 5, 17, 20]. At the same time the process of domestic and industrial effluents treatment is improving by changes in technological schema, aimed at increase of sludge organisms' activity. For that reason, protozoa communities' studies continue. However, the reactions of activated sludge communities often remain uncertain and unpredictable.

The process conditions in water treatment plant depend on many factors, which contribute to the changes in structure and quantity of organisms. To understand the processes and their dynamics it is important to have information about the structure and dynamic in the stable (optimal) conditions. There are many works directed towards studying the activated sludge species abundance and structures [14, 18, 23] and influence of factors upon them [1, 4, 12]. But there are very few researches

that would embrace different stages of waste water treatment. This affirms the current importance of the undertaken investigations.

## **2. Materials and methods**

The aim of this work was to monitor the ciliated protozoa under the conditions of modernized wastewater treatment plant Hajdów.

Twelve locations in technological facilities of WWTP “Hajdów” in Lublin were investigated. Samples were taken from: chamber inlet in front of rake screens (Inlet), chamber outlet behind rake screens (M1), chamber inlet in front of sand separator (M2), chamber outlet behind sand separator (M3), outlet behind primary sedimentation tank (M4), outlet from anaerobic chamber (AC), mix chamber (MC), inlet into bioreactor B1 (denitrification chamber), outlet from nitrification chamber B2 (6th chamber of bioreactor), outlet from nitrification chamber B3 (9th chamber of bioreactor), recirculation canal (RC), outlet behind secondary sedimentation tank (Outlet).

Sludge samples were collected using Ruttner bathometer, from depth of 0.5 m below the surface of sewage. Sampling was conducted with one week interval during three months – August, September, and October, 2010.

The content of nitrogen compounds in sewage was determined by the spectrophotometer HACH DR 2800 in the research laboratory of Lublin University of Technology (Poland), with the use of individual procedures of light absorption for each kind of nitrogen compounds. Content of nitrogen compounds in samples was determined immediately after delivery to the laboratory, in next 0.5 hour after sampling. The structure and quantity of protozoa were identified in first 5 hours after sampling. Before the beginning of researches samples had been preserved in refrigerator.

Microorganisms’ abundance was determined «in vivo» with a sub-sampling technique: a 25- $\mu$ l of mixed solution was taken with an automatic micropipette. Subsamples were examined three times for numerous protists and five times for not numerous protists which density was less than 5 individuals in 25  $\mu$ l. The identification of species was mainly carried out “in vivo” under an optical microscope with passing-through light, at appropriate magnification. The nuclear apparatus was

stained with acidulous solution of methyl green (0.1% methyl green in 1% acetic acid), although when necessary silver staining method was applied [25, 26]. Ciliophora were identified according to Kahl [13] and Foissner et al. [6-9].

Based on these calculations of similarity, the hierarchical cluster-analysis was conducted.

Species occurrence in samples was calculated according to the following formula:

$$C = N_a/N$$

where:

$N_a$  – number of samples with "a" species,

N – total number of samples.

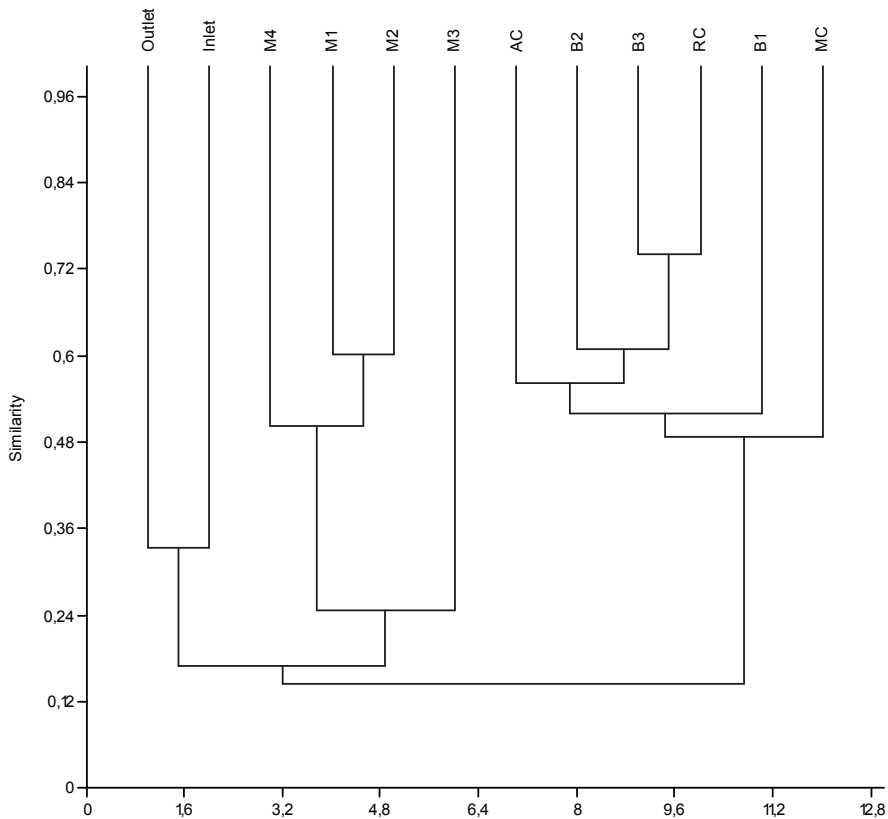
For euconstant were taken the species whose occurrence exceeded 75,1 – 100,0% [10].

The rarefaction curves were computed using Diversity and Richness 3.03 software. For statistical analysis the programs STATISTICA 8.0 and PAST 1.81 [11] were used.

### **3. Results and Discussion**

The researches have covered the key stages of purification conducted at WWTP "Hajdów". The samples have been taken starting from the point where wastewater enters until the point where purified effluent comes into the discharge canal to the river. On the grounds of averaged data describing the composition and abundance of protozoa, the sampling stations were divided into two clusters (Fig.1).

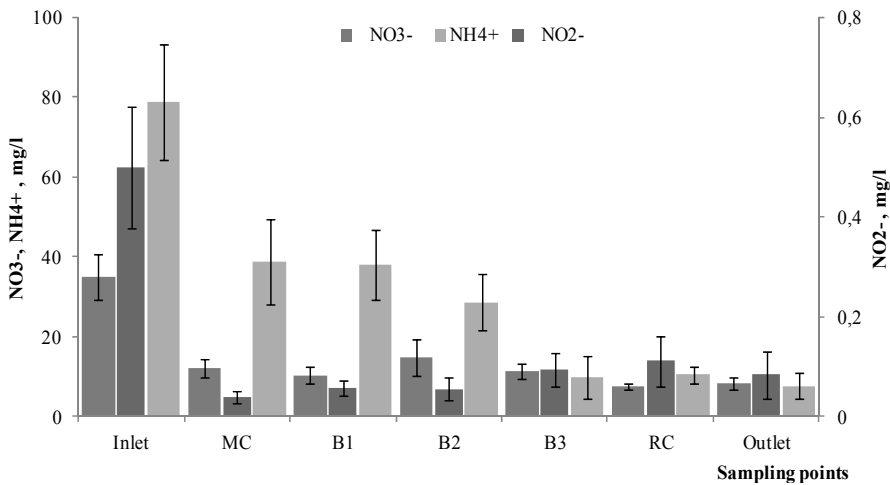
First cluster on quite low level of similarities combined the stations of prestage mechanical treatment (M1-M4) and stations at purification plant inlet and outlet. The combination of sampling points, which is a place where untreated sewage enters, and station, where treated sewage discharged into the river Bystrica, was determined by extremely low number of present organisms before the start of treatment as well as after it. Low number of ciliate species and their abundance was observed at the stations of mechanical purification and in the primary sedimentation tank (M4). The second cluster grouped the stations of activated sludge circulation.



**Fig. 1.** Dendrogram of similarity between sampling points at the particular devices of Hajdów WWTP (Jaccard similarity index, algorithm – paired group)

**Rys. 1.** Dendrogram podobieństwa pomiędzy punktami poboru próbek w poszczególnych urządzeniach oczyszczalni ścieków Hajdów (miara podobieństwa Jaccarda, algorytm grup parowanych)

One of the important criteria of purification efficiency control is the process of nitrogen compounds removal. In the modern upgraded purification plants the efficiency of nitrogen and ammonium hydrate removal exceeds 90% [21]. During the research period the nitrogen compounds concentration at Hajdów WWTP was reducing by 8-10 times at the average from the beginning of the treatment process to its end (Fig. 2), and efficiency of the process achieved 89-93%.



**Fig. 2.** Changes of nitrogen compounds concentration over the course of facilities of Hajdów WWTP

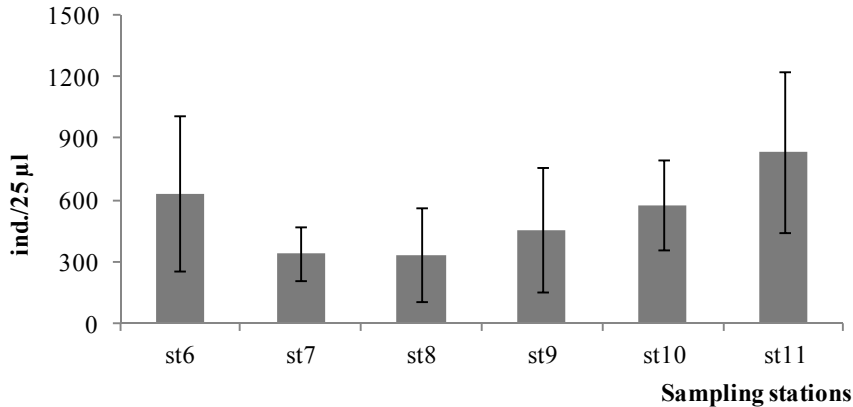
**Rys. 2.** Zmiany stężeń związków azotu w kolejnych urządzeniach ciągu technologicznego oczyszczalni ścieków Hajdów

It is known, that dynamic of ciliate population structure in activated sludge is determined by stability of purification process, and ciliate development influences the purification efficiency. Because of that the changes in structure and quantity of activated sludge protozoa are most often used for the control over purification process. Although difficulties in interpretation of protozoa community respond to changes in bioreactors prompts to look for alternative objects for the bioassays, e.g. biofilm at the surfaces of WWTP devices [15, 19, 22], the protozoa of activated sludge remain the main object of purification process bioindication [16, 17, 23, 24].

There were 30 taxa of ciliate detected in wastewater of mechanical part and in the activated sludge during the research period. The type of change in abundance of protozoa, starting from the chamber where the activated sludge mixes with an untreated wastewater and ending by recirculation canal, is represented on the graph (Fig. 3).

Meanwhile the changes in protozoa quantity occurred not at all sampling points due to realization of reproductive potential of populations. Thus the high numbers of protozoa in anaerobic chamber (AC) are caused by arriving of concentrated activated sludge from recirculation

canal. Decrease of abundance in the mix chamber (MC) and at the inlet into 1st chamber of bioreactor (B1) is the result of activated sludge dilution by mechanically treated wastewater. The increase observed in the quantity of protozoa at the recirculation canal (RC) results from their high concentration due to the removal of purified effluent from final sedimentation tank.

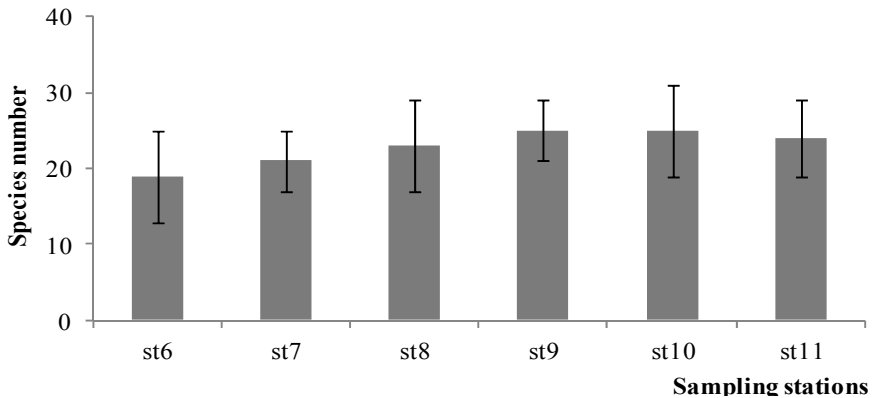


**Fig. 3.** Ciliate abundance in the particular devices of Hajdów WWTP

**Rys. 3.** Liczebność orzęsków w kolejnych urządzeniach oczyszczalni Hajdów

Considering the specificity of activated sludge circulation, the realization of protozoa reproductive potential is the most clearly observed within the system of bioreactor chambers. Our research showed that at the end of purification process the ciliate abundance varied from 18 000 to 48 000 individuals per milliliter. This is close to the quantities observed at the final stage of purification process under conditions of normally functioning treatment plant in Cracow, Poland, where abundance of ciliate in aerated bioreactor chamber reached 11 000 – 33 000 individuals per milliliter [21]. The control over ciliate abundance at the initial stage of activated sludge development, after its mixing with mechanically treated wastewater, allowed to calculate the efficiency of quantity growth during the sludge movement through the chambers of bioreactor. The numbers of protozoa at the initial stage of purification fluctuated from 8 000 to 20 000 individuals per milliliter. The total quantity of protozoa increased by 80-85 % towards the end of purification. The high numbers of protozoa a priori imply the high level of bacteria grazing. However

according to the research results, high level of grazing doesn't negatively affect  $\text{N-NH}_4^+$  removal in a wastewater treatment plant [21]. The number of ciliate species detected from the beginning of the process until its end was increasing (Fig.4). The tendencies described above persisted during the whole studied period.



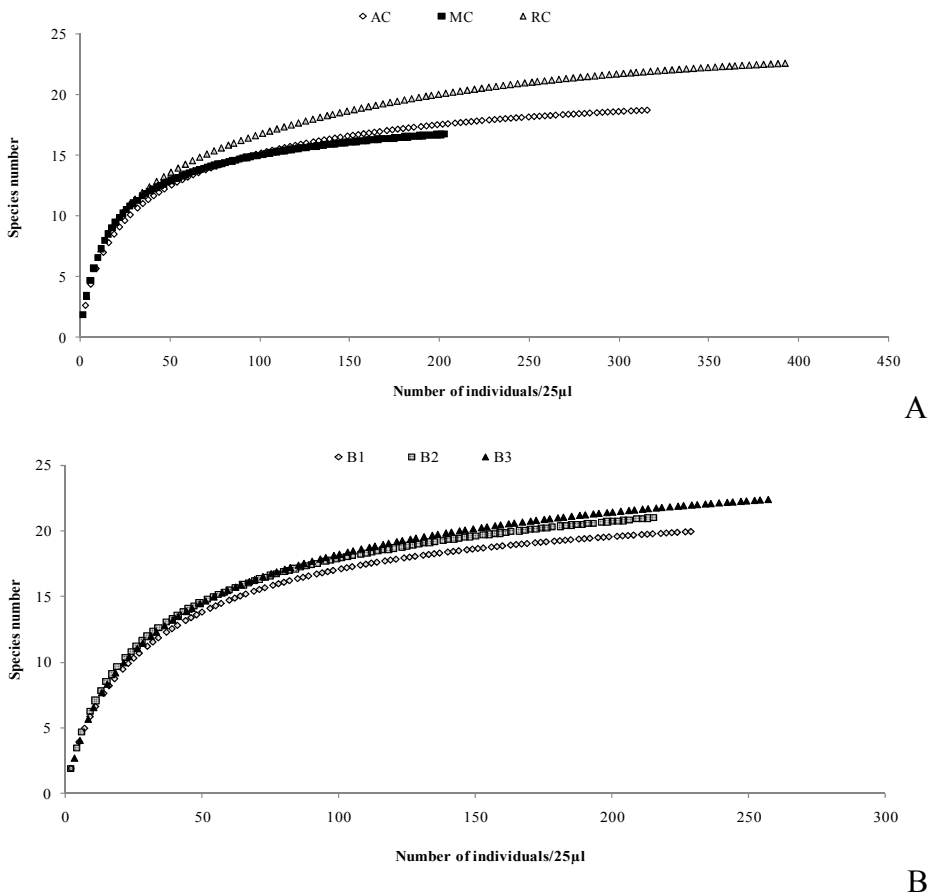
**Fig. 4.** Number of ciliate species in particular devices of Hajdów WWTP

**Fig. 4.** Ilość gatunków orzęsków w kolejnych urządzeniach oczyszczalni Hajdów

The diversity of ciliated protozoa in the activated sludge was evaluated using the rarefaction method. The type of species accumulation curves in the anaerobic chamber, mix chamber and recirculation canal is shown at the Fig. 5A.

The protozoa diversity is higher in recycled sludge: the number of species grows by maximal quantities, starting from 350 ind./25  $\mu\text{l}$ . The minimal diversity of species achieved by low quantities of protozoa (150 ind./ 25  $\mu\text{l}$ ) was observed in the chamber where sludge mixes with sewage (MC). During the activated sludge movement through the chambers of bioreactor, by the end of purification process (from B1 to B3) the tendency towards the increase of ciliate diversity in the activated sludge structure was observed (Fig. 5B). The maximal species diversity was reached at the end of wastewater purification process at the station B3 with the quantity of protozoa 250 ind./25 $\mu\text{l}$ . In general at all chambers the quite stable structure of ciliate assemblage was observed. This structure

becomes insignificantly more complex towards the end of purification process.



**Fig. 5.** Rarefaction diversity estimates of ciliates collected at the sampling points

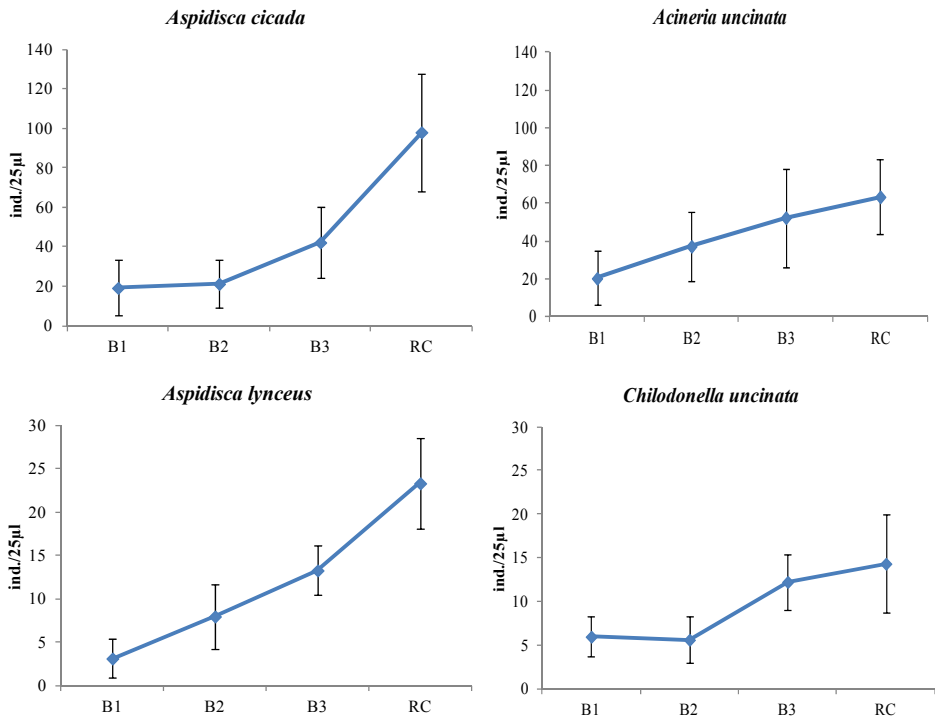
**Rys. 5.** Krzywe rarefakcji dla zbiorowisk orzęsków wybranych urządzeń

The analysis of ciliate occurrence enabled to mark out the group of euconstant ciliates, with an occurrence in the samples higher than 75% [10]. The part of euconstant ciliates populations was numerous and part had small numbers. The group of not numerous euconstant species was composed of *Euplotes affinis*, *Litonotus lamella*, *Holophrya discolor*, *Plagiocampa rouxi*. The numerous group included 6 species – *Aspidisca*



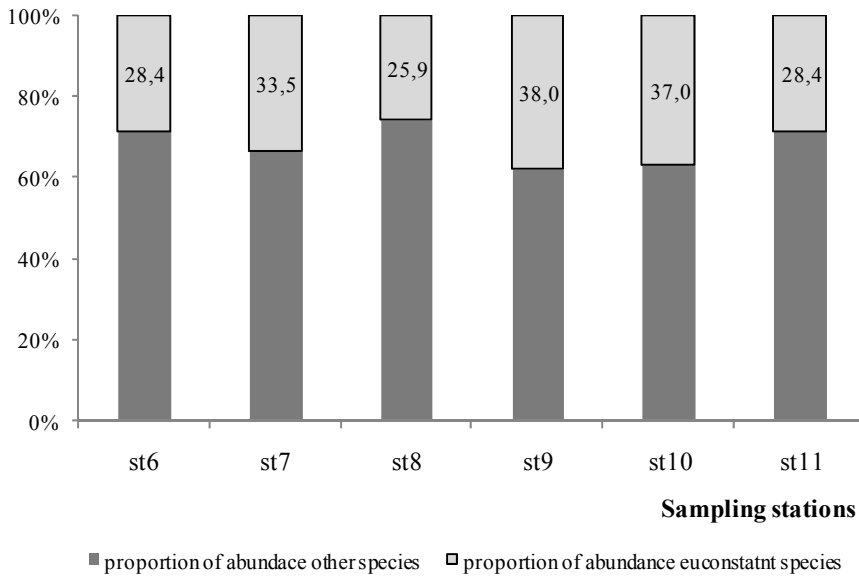
*cicada*, *Aspidisca lynceus*, *Chilodonella uncinata*, *Acineria uncinata*, *Vorticella aquadulcis*, *Opercularia articulata*.

Quantities of numerous euconstant species at the purification stage from station B1 to station B3 were steadily increasing. The pattern of abundance growth of several euconstant species populations is shown at the Fig. 6. The density of not numerous populations of predaceous species, such as *Holophrya discolor* and *Litonotus lamella* remained relatively stable at all stages of purification. The share of euconstant ciliates in the protozoa community of activated sludge was fluctuating from 26% to 38% (Fig. 7).



**Fig. 6.** Abundances of euconstant ciliate species in particular devices of Hajdów WWTP

**Rys. 6.** Liczebność dominujących gatunków orzęsków w kolejnych urządzeniach oczyszczalni Hajdów



**Fig. 7.** Proportion of euconstant ciliate species abundance in total abundance of ciliates

**Rys. 7.** Proporcje pomiędzy liczebnością dominujących gatunków orzęsków a liczebnością pozostałych gatunków

#### 4. Summary

Thereby, in the conditions of steady functioning treatment plant the protozoa community trends towards preservation of quite stable structure. The overall number of ciliated protozoa at the beginning of purification process varied from 8 000 to 20 000 individuals per milliliter, while at the end of the process ciliate quantity maximally reached 48 000 individuals per milliliter. From the start to finish of purification process the number of protozoa in WWTP increased by 80% at an average.

About  $\frac{1}{4}$  to  $\frac{1}{3}$  of ciliate assemblage was represented by euconstant species. During the movement of activated sludge through the chambers of bioreactor, the trend towards increase of detected species number was observed. The maximal expected number of species - 25 was realized in the last chamber of bioreactor by the protozoa quantity of 250 individuals per 25 microliters and in recycled sludge by the quantity of 350-400 individuals per 25 microliters.

## Acknowledgement

*This work was supported by the Ministry of Science and Higher Education of Poland, Grant No: 4949/B/T02/2008/34*

## References

1. **Al-Shahwani S. M. and Horan N. J.:** *The use of protozoa to indicate changes in the performance of activated sludge plants.* Water Research, Vol. 25, No. 6, 633–638 (1991).
2. **Chomczyńska M., Montusiewicz A., Malicki J., Łagód G.:** *Application of saprobes for bioindication of wastewater quality.* Environ. Eng. Sci., Vol. 26, No. 2, 2009, 289–295 (2009).
3. **Curds C. R.:** *The Role of Protozoa in the Activated-Sludge Process.* Amer. Zool., Vol. 13, No. 1, 161–169 (1973).
4. **Curds C. R., Cockburn A.:** *Protozoa in biological sewage-treatment processes — II. Protozoa as indicators in the activated-sludge process.* Water Research, Vol. 4, No. 3, 237–249 (1970).
5. **Esteban G., Téllez C. and Bautista L. M.:** *Dynamics of ciliated protozoa communities in activated-sludge process.* Water Research Vol. 25, No. 8, 967–972 (1991).
6. **Foissner W., Berger H., Kohmann F.:** *Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems – Band II: Peritrichida, Heterotrichida, Odontostomatida.* Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, 5/92, 502 (1992).
7. **Foissner W., Berger H., Kohmann F.:** *Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems – Band III: Hymenostomata, Prostomatida, Nassulida.* Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, 1/94, 548 (1994).
8. **Foissner W., Berger H., Blatterer H., Kohmann F.:** *Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems – Band IV: Gymnostomatea, Loxodes, Suctoria.* Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, 1/95, 540 (1995).
9. **Foissner W., Blatterer H., Berger H., Kohmann F.:** *Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems – Band I: Cyrtophorida, Oligotrichida, Hypotrichida, Colpodea.* Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, 1/91, 478 (1991).
10. **Górny M., Grüm L.:** *Metody stosowane w zoologii gleby.* PAN, Warszawa, 1-483 (1981).

11. **Hammer O., Harper D. A. T., Ryan P. D.** *PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis*. Paleontologia Electronica, 2001.
12. **Jaromin K., Babko R., Łagód G.:** *Liczebność pierwotniaków w poszczególnych urządzeniach oczyszczalni ścieków „Hajdów” na tle zmian stężeń azotu*. Proceedings of ECOpole, Vol. 4, No. 2, 403–408 (2010).
13. **Kahl A.:** *Urtiere oder Protozoa: Wimpertiere oder Ciliata (Infusoria)*. - Die Tierwelt Deutschlands, Jena, G. Fischer, 18, 21, 25, 30, 886, 1930–1935.
14. **Łagód G., Chomczyńska M., Montusiewicz A., Malicki J., Bieganski A.:** *Proposal of measurement and visualization methods for dominance structures in the saprobe communities*. Ecological Chemistry And Engineering S, Vol. 16, No. 3, 369–377 (2009).
15. **Łagód G., Sobczuk H.:** *The number and size of samples required to measure the saprobe population at various pollutant concentrations in sewage*. Archives of Environmental Protection. vol. 34, no.3, 281–285 (2008).
16. **Madoni P.:** *A sludge biotic index (SBI) for the evaluation of the biological performance of activated sludge plants based on the microfauna analysis*, Water Research, Vol. 28, No. 1, 67–75 (1994).
17. **Madoni P., Davoli D. and Chierici E.:** *Comparative analysis of the activated sludge microfauna in several sewage treatment works*. Water Research, Vol. 27, No. 9, 1485–1491 (1993).
18. **Madoni P., Ghetti P. F.:** *The structure of Ciliated Protozoa communities in biological sewage-treatment plants*. Hydrobiologia, Vol. 83, No. 2, 207–215 (1981).
19. **Montusiewicz A., Chomczyńska M., Malicki J., Łagód G.:** *Biofilm sampling for bioindication of municipal wastewater treatment*. Environment Engineering III, Pawłowski, Dudzińska & Pawłowki (eds), CRC Press/Balkema, Taylor & Francis Group, London, 491–496 (2010).
20. **Ratsak C. H., Maarsen K. A. and Kooijman S. A. L. M.:** *Effects of protozoa on carbon mineralization in activated sludge*. Water Research, Vol. 30, No. 1, 1–12 (1996).
21. **Pajdak-Stós A., Fiałkowska E., Fyda J., Babko R.:** *Resistance of nitrifiers inhabiting activated sludge to ciliate grazing*. Water Science and Technology 61 (3), 573–580 (2010).
22. **Plizga O., Woś P., Łagód G.:** *Badania bioindykacyjne pektonu wybranych urządzeń miejskiej oczyszczalni ścieków „Hajdów”*. Proceedings of ECOpole Vol. 4. no. 1, 173–179 (2010).

23. **Salvadó H., Gracia M. P.:** *Determination of organic loading rate of activated sludge plants based on protozoan analysis.* Water Research, Vol. 27, No. 5, 891–895 (1993).
24. **Salvadó H., Gracia M. P. and Amigó J. M.:** *Capability of ciliated protozoa as indicators of effluent quality in activated sludge plants.* Water Research, Vol. 29, No. 4, 1041–1050 (1995).
25. **Song W., Wilbert N.:** *Bentische Ciliaten des Süßwassers.* In: Röttger R. (ed) *Praktikum der Protozoologie.* – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 156–168 (1995).
26. **Wilbert N.:** *Eine verbesserte Technik der Protargolimprägnation für Ciliaten.* Mikrokosmos, Vol. 64, 171–179 (1975).

## **Liczebność i struktura zbiorowisk orzęsków w urządzeniach oczyszczalni ścieków Hajdów**

### **Abstrakt**

Kompozycja, liczebność oraz bioróżnorodność zgrupowań orzęsków występujących w kolejnych urządzeniach oczyszczalni ścieków Hajdów były analizowane w ramach niniejszej pracy. Podczas całego okresu badań praca oczyszczalni była stabilna, przebiegając bez zakłóceń oraz sytuacji awaryjnych. Próbkę materiału biologicznego do badań pobierane były począwszy od punktu w którym ścieki surowe napływają do oczyszczalni, aż do punktu w którym oczyszczone ścieki odprowadzane są do odbiornika – kanału zrzutu do rzeki. W trakcie badań zidentyfikowano w analizowanym materiale 30 gatunków orzęsków. Podczas przemieszczania się osadu czynnego wraz z oczyszczanymi ściekami przez kolejne komory bioreakcji, występuje stały trend wzrostu liczby gatunków oraz bioróżnorodności zbiorowisk orzęsków. Od  $\frac{1}{4}$  do  $\frac{1}{3}$  liczby orzęsków w zbiorowiskach stanowią gatunki najczęściej występujące w oczyszczalniach ścieków. Całkowita liczba orzęsków występujących na początku procesu oczyszczania wahała się pomiędzy 8 000 a 20 000 osobników na mililitr, zaś ich maksymalna ilość na końcu procesu oczyszczania osiągała wartość 48 000 osobników na mililitr. Średnio pomiędzy początkiem a końcem procesu oczyszczania ścieków liczba orzęsków w analizowanym materiale biologicznym zwiększała się o około 80%. Krzywe rarefakcji wskazują, iż maksymalna spodziewana liczba ganków na poziomie 25 osiągnięta jest w punkcie pomiarowym zlokalizowanym na odpływie z bioreaktora, przy liczebności organizmów równej 250 osobników w 25 mikrolitrach, zaś w osadzie recyrkulowanym przy liczebności 350-400 osobników w 25 mikrolitrach.



# Load-CMOD Characteristics of Fibre Reinforced Cementitious Composites Based on Waste Ceramic Aggregate

*Jacek Domski, Jacek Katzer, Dariusz Fajto  
Koszalin University of Technology, Poland*

## 1. Introduction

Ceramic waste from construction industry is probably the most important part in the global volume of construction and demolition waste [5]. Worldwide, there is a growing research effort to successfully harness ceramic waste in construction industry [7, 16]. In case of technology of concrete, one of the most promising applications of ceramic waste is using it as a coarse aggregate for concrete. Concrete and other cementitious composites are the most commonly applied construction materials in the world. The main component of any cementitious composite is aggregate which covers from 60% to 80% of a composite volume. Global annual production of concrete, mortar and other cementitious composites consumes 20 billion tonne of different aggregate. It means that about 3 tonne of aggregate is used per person per year, which considerably influences natural environment. The production of ordinary concrete usually consumes coarse aggregate (e.g. gravel) and fine aggregate (e.g. sand) in weight proportion approximately equal to 3:1 [17]. There are vast areas of the world characterized by considerable excess of fine aggregate and deficiency of coarse aggregate [10]. Such natural conditions cause inefficient and unbalanced use of existing resources of mineral aggregate. Coarse aggregate in some cases is obtained from all-in-aggregate by a hydroclassification process which consumes large quantities of water and energy, leaving waste heaps of rinsed sand. On the other hand producers of concrete are often forced to organize a long distance transport of aggregate of specific grading, which is obviously associated with a significant contribution to carbon dioxide

emission. Waste ceramic aggregate can be an answer to this problem solving two urgent ecological issues at the same time: utilising large volumes of construction/demolition waste and providing locally available coarse aggregate in areas where it is in constant demand.

So far waste ceramic aggregate was usually used to cast elements characterized by less demanding mechanical characteristics, such as pavement slabs [3]. One of the main issues associated with replacing traditional coarse aggregates by waste ceramic aggregate (WCA) is the homogeneity of mechanical properties of cast concrete and mechanical properties themselves. To bypass those technological problems authors decided to embrace a new approach to the problem and modify concrete mix based on WCA by an addition of engineered steel and polymer fibre. So far steel fibre proved to be a very good solution for limited mechanical properties of concrete based on other waste aggregates [9] and thus promising achieving satisfactory results in case of WCA.

## **2. Waste Ceramic Aggregate**

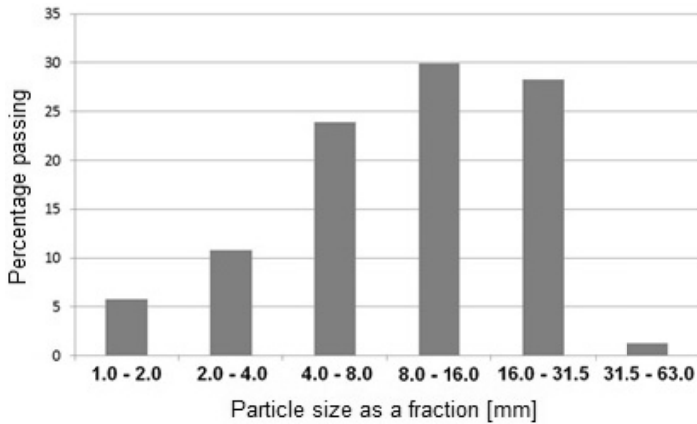
Ceramic waste used as a raw material for production of waste ceramic aggregate was of construction origin. This ceramic debris consisted of crushed bricks, hollow bricks and ceramic wall blocks contaminated by cement mortar. Such ceramic waste is typical for ordinary construction process and it appears during transportation to the building site, during the execution of several construction elements (e.g. facades, partition walls) and on subsequent works, such as the opening grooves [5]. The process of preparation of WCA consisted of two main stages. During the first stage the ceramic waste was ground for 5 minutes in an electric industrial grinder. There were used 21 steel spheres characterized by mass varied from 1343 g to 2650 g. As a result of grinding there was obtained a mixture of fine and coarse fractions of waste ceramic aggregate. Ceramic waste and ground ceramic waste are presented in Fig. 1.

The second stage of preparation of WCA consisted of separating fine and coarse fractions of ground ceramic waste. A mechanical sieve set was employed to separate fine ( $< 1$  mm) and coarse fractions ( $\geq 1$  mm). The sieve analysis of coarse fractions was performed using a rectangular sieve set (according to EN 933-1:1997). Achieved grading characteristics is presented in Fig. 2.



**Fig. 1.** Ceramic waste and ground ceramic waste

**Rys. 1.** Gruz ceramiczny i zmielony gruz ceramiczny



**Fig. 2.** Grading of coarse WCA

**Rys. 2.** Uziarnienie grubego ceramicznego kruszywa odpadowego

Loose bulk density and compacted bulk density was equal to  $948 \text{ kg/m}^3$  and  $1170 \text{ kg/m}^3$  respectively. Water absorptivity by weight was equal to 22%. Significant absorptivity of the WCA made it impossible to apply traditional methods of concrete mix preparation. To guarantee stable properties of the fresh concrete mix, WCA was pre-saturated for 7 days in tap water. Such a long term of pre-saturating was needed to achieve full and uniform saturation of WCA. Pre-saturation, apart for enabling easy handling and mixing of fresh WCA concrete mix, allowed to benefit from internal wet curing (“autogenous curing”). The concept of internal wet curing is based on the use of internal reservoirs providing a source of water to the cement paste to offset self-desiccation phenome-



non. Pre-saturated WCA gradually releases water to replace the water used during hydration reactions. The idea that self-desiccation can be counteracted by a partial replacement of ordinary aggregate by pre-saturated porous aggregate was successfully demonstrated by various authors [15, 20, 21] and it has been proved that harnessing porous aggregate for internal curing mitigates or completely eliminates autogenous shrinkage of concrete [1, 4, 13, 22, 23]. The efficiency of an internal curing phenomenon is strongly related to both the content and the parameters of the used porous aggregate (e.g.: water absorption, pore structure, grain size distribution, volume of open and closed voids etc.). Basically the paste-aggregate proximity is a decisive factor determining the radius which the internal curing water should readily penetrate.

### 3. Cement, Fibre and Other Materials

Portland cement CEM I 42.5 (EN 197-1:2000) and tap water (EN 1008:2002) were used in all mixtures. Waste sand of post-glacial origin was employed as a fine aggregate. This sand and its applications in different cementitious composites were described in numerous previous publications [9, 11, 12]. All cast mixes were modified by admixture of 1% of highly effective superplasticizer (type FM) containing silica fume and characterized by density equal to  $1.45 \text{ g/cm}^3$ . The influence of this admixture on properties of the fresh mix was described in previous work [9]. There were used two types of engineered fibre: hooked steel fibre and continuously embossed polymer fibre. Those fibres represent the most popular types of fibres widely used in civil and structural engineering industry [8]. Mechanical and geometrical characteristics of both types of fibres are summarized in Tab. 1.

**Table 1.** Properties of used fibre

**Tabela 1.** Właściwości zastosowanych włókien

	Steel Fibre	Polymer Fibre
Length [mm]	30	48
Diameter [mm]	0.55	n/a
Aspect Ratio [-]	55	~50
Specific gravity [ $\text{kg/m}^3$ ]	7860	910
Tensile Strength [MPa]	>1100	550
Modulus of Elasticity E [GPa]	210	6
Number of fibres per 1 kg	16750	35000

## **4. Mix Design, Curing and Casting**

The concrete mix was designed according to a “double enfolding method”. This method is focused on creating sufficient amount of cement paste enfolding grains of fine aggregate and sufficient amount of mortar enfolding coarse aggregate. In this way very tight mix is achieved and other properties (e.g. compressive strength) are the result of this tightness. The mix design of 1 cubic meter was as follow: WCA – 830 kg, sand – 652 kg, cement – 307 kg, water – 216 kg, superplasticizer – 3.1 kg. This mix design was then scaled to accommodate water absorbed by WCA. 830 kg of WCA after being fully saturated carry 182.6 kg of water. Some of this water directly influence the consistency and some influence only the curing process. The amount of water was reduced to 92 kg/m<sup>3</sup>. Fully saturated WCA and 92 kg/m<sup>3</sup> allowed maintaining stable consistency for all cast mixes. There were prepared concrete mixes reinforced by 0.5% and 1.0% of steel or polymer fibre (by volume).

Specimens were in a form of cubes (150 mm·150 mm·150 mm), cylinders ( $\square = 150$  mm,  $h = 300$  mm) and beams (150 mm·150 mm·700 mm). There were cast six cubes, six cylinders and three beams per one FRCC batch. A rotary drum mixer was used to prepare composite mixtures. Compaction of fresh concrete mix was performed externally using a vibrating table. Each specimen was vibrated in two layers, with each layer filling half of the thickness. Each layer was vibrated for 20 s (until a thin film of bleed water appeared on the surface). The first step of curing was to keep the specimens in their moulds covered with polyethylene sheets for 24 h. Subsequently the specimens were demoulded and cured by storing them in a water tank (Temp: +21°C).

## **5. Research Programme**

The programme of experiments was divided into three main stages. The objective of the first stage was to determine the density and compressive strength of the composites in question. The second stage was to conduct the ultrasonic pulse velocity tests. An apparatus with two transducers (one pulse generator and one receiver) was employed to generate an ultrasound pulse with a frequency of 54 kHz. The test was carried out at one observation point at a time. The transducers were located opposite each other creating a direct transmission of the wave. This kind of transmission was employed as the most sensitive. The third phase of

the research involved measuring the flexural tensile strength according to the limit of proportionality (LOP) method (EN 14651:2005). The third stage covered flexural tests of beams. The three-point flexural test was chosen as the most reliable one in comparison to four-point tests. In case of three-point test, beam is formed with a notch and the first crack always appears in the vicinity of the mid-span. In case of four-point test the test beam is formed without a notch and the first crack appears at the weakest cross section and the location of the crack cannot be predicted. The crack mouth opening displacement (CMOD) was measured for all tested beams. In the case of evaluating the residual tensile strength ( $f_R$ ), the responses of the fibre reinforced cement composite (FRCC) beams at CMOD 0.5 mm, 1.5 mm, 2.5 mm and 3.5 mm were of special interest. The loading rate was equal to 0.2 mm/min and load-CMOD curves were measured. The examination results were statistically processed, and values bearing the gross error were assessed on the basis of Grabb's criterion [2]. The objectivity of the experiments was assured by the choice of the sequence of the realization of specific experiments from a table of random numbers.

## 6. Results

Workability of all the mixes tested according to the Vebe procedure was ranging from  $t_{\text{vebe}}=11$  s to  $t_{\text{vebe}}=12$  s (workability class V2 according to EN 206-1). The results of ultimate compressive strength and density of analysed FRCC constituting the first stage of the research programme are summarized in Tab. 2.

**Table 2.** Density and compressive strength  
**Tabela 2.** Gęstość i wytrzymałość na ściskanie

	Matrix	Fibre [%]			
		Steel 0.5	Steel 1.0	Polymer 0.5	Polymer 1.0
$\rho$ [kg/m <sup>3</sup> ]	1926.0	2001.8	1982.5	1934.2	1880.5
$f_{\text{cube}}$ [MPa]	47.1	48.7	51.0	46.7	38.2

During the second stage of the research programme the ultrasonic pulse velocity for all composites was determined. The velocity for composite modified by Steel Fibre 0.5%, Steel Fibre 1.0%, Polymer Fibre 0.5%, Polymer 1.0% and matrix was equal to 3717 m/s, 3627 m/s, 3669 m/s, 3518 m/s and 3649 m/s respectively. Once the velocity is de-

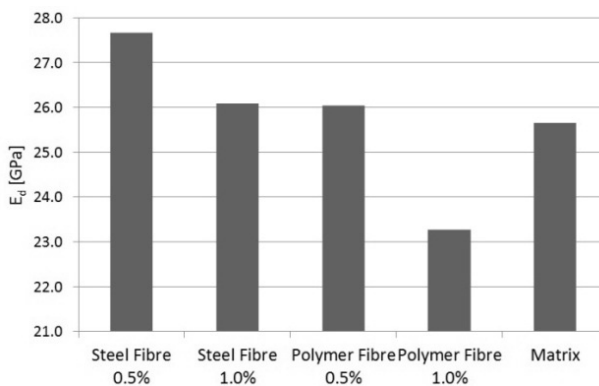
terminated, an idea about quality, uniformity, condition, and strength of the tested cement composite can be attained. Velocity of ultrasonic pulse classifies the quality of tested concrete [19]. Velocity range  $V > 4.5$  km/s,  $4.5\text{ km/s} > V > 3.5$  km/s and  $3.5$  km/s  $> V > 3.0$  km/s defines quality of concrete as excellent, good and medium respectively. Using this classification examined cement composite mixes are characterized by good quality. The wave velocity, in a homogeneous, isotropic and elastic medium is related to the dynamic modulus of elasticity, by the expression [17]:

$$E_d = \rho \cdot V^2 \quad (1)$$

Where:

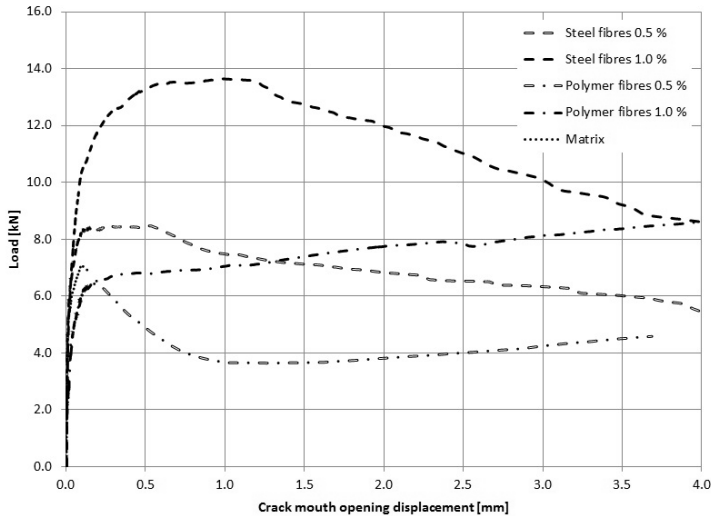
$\rho$  – density [ $\text{kg/m}^3$ ],  
 $V$  – wave velocity [ $\text{m/s}$ ].

This relation can be used for the determination of the dynamic modulus of elasticity and hence as a means of checking the quality of concrete. Therefore, the test is useful to detect voids, deterioration due to frost or fire, and uniformity of concrete in similar cast elements [10, 14, 17]. Cement composite does not fulfil the physical requirements for the validity of the above expression, but some researchers [6, 19] have found it very useful to control and observe high strength concrete structures in service. Dynamic moduli of elasticity calculated for FRCC in question are presented in Fig. 3. Results of the third stage of the research programme in a form of Load-CMOD diagrams are presented in Fig. 4.



**Fig. 3.** Dynamic modulus of elasticity

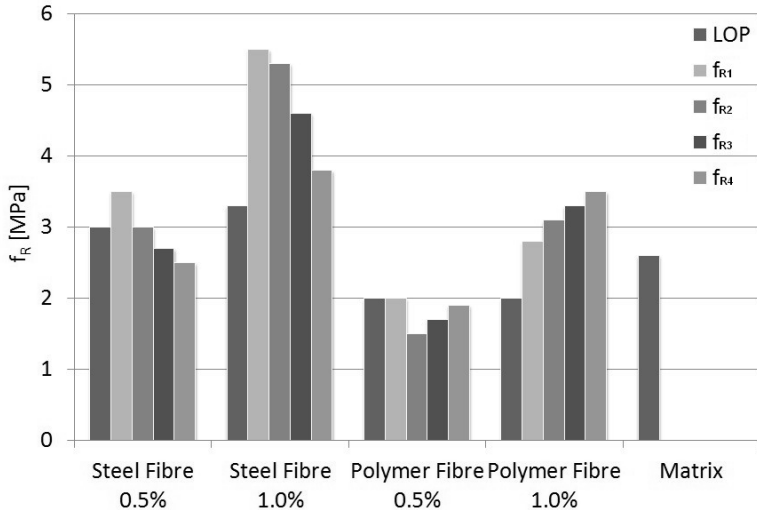
**Rys. 3.** Dynamiczny moduł sprężystości



**Fig. 4.** Load – CMOD diagrams

**Rys. 4.** Zależności obciążenie – CMOD

On the basis of Load – CMOD diagram, European Standard EN 14651:2005 “Test method for metallic fibered concrete – Measuring the flexural tensile strength (limit of proportionality ( $f_{R1}$ ), residual)” requires four different values of the residual strengths ( $f_{R1}$ ,  $f_{R2}$ ,  $f_{R3}$ ,  $f_{R4}$ ) to be calculated. Values of the residual strengths ( $f_{R1}$ ,  $f_{R2}$ ,  $f_{R3}$ ,  $f_{R4}$ ) for FRCC in question are presented in Fig. 5. These strengths corresponding to different values of the CMOD are difficult to incorporate to FRCC design procedures [18]. Therefore it was assumed that residual strengths  $f_{R1}$  and  $f_{R3}$  which are significant for service and ultimate conditions respectively, will characterize the global residual strength. This strength would be harnessed for serviceability limit states (SLS) analysis and ultimate limit states (ULS) analysis. To further simplify the classification it was proposed in “fib Bulletin 55, Model Code 2010” that material behaviour at ULS will be related to the behaviour at SLS employing the  $f_{R3}/f_{R1}$  ratio. Basically, in order to classify the post-cracking strength of FRCC a linear elastic behaviour can be assumed by considering the characteristic residual strength significant for service ( $f_{R1}$ ) and ultimate ( $f_{R3}$ ) conditions. According to this procedure FRCC post-cracking residual strength is described by two parameters: namely  $f_{R1}$  (representing the strength interval) and a letter a, b, c or d (representing the ratio  $f_{R3}/f_{R1}$ ).



**Fig. 5.** Residual flexural tensile strength

**Rys. 5.** Rezydualna wytrzymałość na rozciąganie przy zginaniu

This classification properly represents the most common cases of FRCC softening and hardening. Traditional reinforcement substitution is enabled if both of the following relationships are fulfilled:

$$f_{R1}/f_{LOP} > 0.4 \quad (2)$$

$$f_{R3}/f_{R1} > 0.5 \quad (3)$$

Full classification of tested FRCC according to “fib Bulletin 55, Model Code 2010” is summarized in Tab. 3.

**Table 3.** FRCC classification in compliance to “fib Model Code”

**Tabela 3.** Klasyfikacja FRCC zgodnie z “fib Model Code 2010”

	Fibre [%]			
	Steel 0.5	Steel 1.0	Polymer 0.5	Polymer 1.0
f <sub>R1</sub> [MPa]	3.5	5.5	2.0	2.8
f <sub>R3</sub> /f <sub>R1</sub>	0.771	0.836	0.850	1.178
Class	3.0b	5.0b	2.0b	2.5d
f <sub>R1</sub> /f <sub>LOP</sub>	1.167	1.667	1.000	1.400
Reinforcement substitution	enabled	enabled	enabled	enabled

## 7. Discussion and Conclusions

This paper summarizes the results of an experimental programme carried out to study the possibilities of creating FRCC based on WCA and using it as a structural material. The main problem of harnessing ceramic coarse aggregates as a substitute of natural aggregates is its higher water absorption. The texture and greater absorption characteristics of WCA result in an increase in water demand in order to maintain desired workability. This technological problem can be avoided by pre-saturating WCA. At the same time one benefits from internal wet curing phenomenon. The main benefit of internal water curing provided by the pre-saturated WCA is an improvement of cement hydration reaction which results in achieving significant compressive strength of the composite in comparison to compressive strength of waste ceramic used as an aggregate. Aggregate interlock and bond between cement matrix and the fibre reinforcement are mechanisms that seem to work correctly in all analysed cases. Steel fibre reinforcement, in comparison to polymer fibre reinforcement, was more effective in achieving higher both compressive and flexural tensile strengths (although matrix modified by polymer fibres was characterized by higher relation  $f_{R3}/f_{R1}$ ). The results of this experimental study indicate that the harnessing WCA for the production of non-structural and secondary structural FRCC elements would be possible and promising to be feasible. This research work forms the basis for further experiments on FRCC with the use of WCA. Testing large scale specimens would be the most desired area of scientific interest.

## Acknowledgments

*The conducted research programme was realized as a part of research project entitled "Impact resistant concrete elements with nonconventional reinforcement" and founded by Polish "National Science Centre" (decision number: DEC-2011/01/B/ST8/06579).*

## References

1. **Bentur A., Igarashi S., Kovler K.:** *Prevention of autogenous shrinkage in high strength concrete by internal curing using wet lightweight aggregates.* Cement and Concrete Research 31 (11), 1587–1591 (2001).
2. **Borovikov I.P., Borovikov V.P.:** *STATISTICA: Data Preparation and Analysis.* Moscow, Filini. 1998.
3. **de Brito J., Pereira A.S., Correia J.R.:** *Mechanical behaviour of non-structural concrete made with recycled ceramic aggregates.* Cement and Concrete Composites, 27(4), 429–433 (2005).
4. **Collins F., Sanjayan J.G.:** *Strength and shrinkage properties of alkali-activated slag concrete containing porous coarse aggregate.* Cement and Concrete Research 29(4), 607–610 (1999).
5. **Correia J.R., de Brito J., Pereira A.S.:** *Effects on concrete durability of using recycled ceramic aggregates.* Materials and Structures, vol. 39, 169–177 (2006).
6. **Hassen M., et al.:** *Ultrasonic measurements and static load tests in bridge evaluation.* NDT&E International, Vol. 28, No. 6, 331–337 (1995).
7. **Hendriks C.F., Janssen G.M.T.:** *Use of recycled materials in construction.* Materials and Structures, Vol. 36, 604–608 (2003).
8. **Katzer J.:** *Steel fibers and steel fiber reinforced concrete in civil engineering.* Pacific Journal of Science and Technology, vol. 7, no 1, 53–58 (2006).
9. **Katzer J.:** *Properties of Precast SFRC Beams Under Harmonic Load.* Science and Engineering of Composite Materials, Vol. 15, No 2, 107–120 (2008).
10. **Katzer J., Kobaka J.:** *The assessment of fine aggregate pit deposits for concrete production.* Kuwait Journal of Science and Engineering, Vol. 33, Issue 2/2006, 165–174 (2006).
11. **Katzer J., Kobaka J.:** *Ultrasonic pulse velocity test of SFRC.* Proceedings, The 2nd Central European Congress on Concrete Engineering “Concrete Structures for Traffic Network”, 21–22 September 2006, Hradec Kralove, Czech Republic, 389–392 (2006).
12. **Katzer J., Kobaka, J.:** *Harnessing Waste Fine Aggregate for Sustainable Production of Concrete Precast Elements.* Rocznik Ochrona Środowiska, Vol. 12, 33–45 (2010).
13. **Kohno K., et al.:** *Effects of artificial lightweight aggregate on autogenous shrinkage of concrete.* Cement and Concrete Research 29(2), 611–614 (1999).
14. **Komlos K., et al.:** *Ultrasonic Pulse velocity Test of Concrete Properties as Specified in Various Standards.* Cement and Concrete Composites, 18, 357–364 (1996).
15. **Kovler K., Jensen O.M.:** *Novel techniques for concrete curing.* Concrete International 27(9), 39–42 (2005).



16. **Müller A.:** *Lightweight aggregate produced from fine fraction of construction and demolition waste*. Design for Deconstruction and Materials Reuse. Proceedings of the CIB Task Group 39– Deconstruction Meeting, Karlsruhe, Germany. 2002.
17. **Neville A.M.:** *Properties of Concrete*. Longman, 4th Edition, Addison Wesley Longman, Harlow, Essex, England. 1995.
18. **Prisco M., Plizzari G., Vandewalle L.:** *Fibre reinforced concrete: new design perspectives*. Materials and Structures, vol. 42, 1261–1281 (2009).
19. **Qasrawi H.Y.:** *Concrete strength by combined non-destructive methods Simply and reliably predicted*. Cement and Concrete Research, 30, 739–746 (2000).
20. **Suzuki M., Meddah M.S., Sato R.:** *Use of porous ceramic waste aggregates for internal curing of high-performance concrete*. Cement and Concrete Research 39, 373–381 (2009).
21. **Weber S., Reinhardt H.W.:** *A new generation of high performance concrete: concrete with autogenous curing*. Advanced Cement Based Material 6(2), 59–68 (1997).
22. **Zhutovsky S., Kovler K., Bentur A.:** *Influence of wet lightweight aggregate on mechanical properties of concrete at early ages*. Materials Structure 35, 97–101 (2002).
23. **Zhutovsky S., Kovler K., Bentur A.:** *Influence of cement paste matrix properties on the autogenous curing of high-performance concrete*. Cement & Concrete Composites 26(5), 499–507 (2004).

## **Charakterystyka obciążenie – CMOD fibrokompozytów cementowych na bazie ceramicznego kruszywa odpadowego**

### **Streszczenie**

W artykule opisano badania kompozytów cementowych na bazie ceramicznego kruszywa odpadowego i modyfikowanych włóknami. W badaniach zastosowano dwa rodzaje włókien (stalowe i polimerowe) a ilość dozowanych włókien wahała się od 0% do 1,0% objętościowo. Przebadano podstawowe cechy mechaniczne omawianych fibrokompozytów takie jak: gęstość, czy wytrzymałość na ściskanie, ale główny nacisk badawczy został położony na wyznaczenie rezydualnych wytrzymałości na rozciąganie przy zginaniu zgodnie z EN 14651:2005. Wszystkim badanym fibrokompozytom przyporządkowano klasę wytrzymałościową zgodnie z nowymi zaleceniami The International Federation for Structural Concrete (*fib*).



# Energy Recovery from Sewage Sludge

*Yucheng Cao*

*Zhejiang Agriculture and Forestry University, Hangzhou, China*

*Shengdao Shan*

*Agriculture and Forestry University, Hangzhou, China*

## 1. Introduction

The current energy production and consumption dominantly depends on fossil fuels, and has posted a wide range of impacts on the environment [1–5]. The most widely-known environmental consequence is greenhouse effect, though there exist some knowledge gaps regarding the scale and scope of climate change [6–8], [44–45]. Another alarming problem is the ubiquitous and long-standing heavy metals pollution [9–12]; according to Pawłowski [13], in the coming decades environmental pollution by heavy metals may become the biggest treat to human being.

To seek for solution to these issues, one needs to follow the idea of sustainable development. Sustainable development has been defined in many ways, but the most frequently quoted is the definition described in the Brundtland Report: "development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs". It contains two key concepts: the concept of *needs*, in particular the essential needs of the world's poor, to which overriding priority should be given; and the idea of *limitations* imposed by the state of technology and social organization on the environment's ability to meet present and future needs. What the Brundtland definition implies is an equitable resource distribution and consumption, not only spatially but also temporally.

There are many publications addressing different aspects of sustainable development: philosophical, mostly ethical [14–23], economical [7, 24–27], technical [15, 21, 28–29], educational [30] and environmental [13, 28, 31–32]. Some researchers claim that we are living in era of sus-

tainable development revolution that affects all aspects of our lives filled with multidimensional characters [7, 33], and all walks of sustainable development need to see the world as a system – a system that connects space and a system that connects time, and need consistent solidarity and cooperation at regional, national and global scales [5, 20, 27].

Sewage sludge is the residue produced from wastewater treatment process sector. In China, the amount of sewage sludge produced in 2010 is estimated to reach 8.0 million tons [34]. In the EU as a whole, per capita production of sewage sludge is estimated to be 90 g per person per day [35], meaning that current annual production of sewage sludge exceeds 10 million tons. Sewage sludge is rich in organic matter and holds substantial potential for energy generation. Energy recovery from sewage sludge could offer an opportunity for sustainable management of sewage sludge as well as energy. The objective of this work was to evaluate efficiency of energy recovery from sewage sludge. Two highlighted sludge-to-energy conversion technologies were investigated, i.e. anaerobic digestion and fast pyrolysis. Specifically, a combined pathway based on anaerobic digestion and fast pyrolysis was also examined, and evaluated in comparison with straight application of fast pyrolysis.

## **2. Materials and methods**

### **2.1. Sewage sludge**

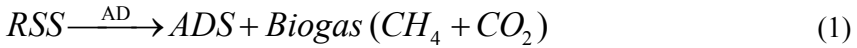
Two types of sewage sludge, raw and anaerobically digested sludges, were studied to evaluate energetic performance of the inclusive AD process, as well as that of their pyrolysis. The AD evaluation was conducted using two sets of data associated with carbon content, energy content and VS of the sewage sludge before and after AD process. One set of data was obtained from a scientific and technical report of European Commission [36]. The other was derived from laboratory measurements of previous studies [37–38]. The properties of the sewage sludges investigated are presented in Table 1 and Table 2.

### **2.2. Mass and energy balance for AD process**

The study was carried out not based on the measurement of how much biogas is produced from a given amount of sludge, but based on mass and energy differences between raw sludge and digested sludge.

Two different calculation techniques were used to perform mass and energy analysis for sludge digestion, individually using the values of carbon content and VS content of the sewage sludges (see Table 1). Methods adopted for the mass and energy calculations are described in detail in the following.

**Mass and energy analysis based on carbon content.** Sludge digestion could be simplified as Eq. (1), assuming that there is no carbon mass loss to or addition from aqueous phase during AD process,



Where:

$RSS$ ,  $ADS$  and  $AD$  represent raw sludge, anaerobically digested sludge, and anaerobic digestion, respectively.

The following equations can be thereof established,

$$M_{RSS} \times C_{RSS} = M_{ADS} \times C_{ADS} + M_{biogas} \times C_{biogas} \quad (2)$$

$$M_{RSS} = M_{ADS} + M_{biogas} \quad (3)$$

A combination of Eq. (2) and (3) can give:

$$SEP = E_{biogas} / M_{RSS} = \frac{C_{RSS} - C_{ADS}}{C_{biogas} - C_{ADS}} \times CV_{biogas} \quad (4)$$

Where:

$M_{RSS}$ ,  $M_{ADS}$ , and  $M_{biogas}$  are the dry mass amount of RSS, ADS and biogas, respectively;

$C_{RSS}$ ,  $C_{ADS}$  and  $C_{biogas}$  are the carbon content of the RSS, ADS and biogas, respectively;

$SEP$  is the specific energy production, expressed as biogas energy produced from per unit mass of sewage sludge;

$E_{biogas}$  is the energy amount of the biogas produced, and  $CV_{biogas}$  is the calorific value of the biogas.

Furthermore, it is widely observed that AD process of sewage sludge can produce biogas consisting of 60–70% of  $CH_4$  and 30–40%  $CO_2$  (by volume), and that volume content of other components (e.g.  $H_2S$  and  $N_2$ ) is less than 1%. Therefore, it is reasonable to assume the biogas produced contains 65% of  $CH_4$  and 35%  $CO_2$  (no other composition). This assumption allows values of  $C_{biogas}$  and  $CV_{biogas}$  to be quantified, and

the values calculated at standard temperature and pressure are 47% for  $C_{biogas}$  and 22.4 MJ/kg for  $CV_{biogas}$  (the calculation is not shown here).

Using Eqs.(2) though (4), the constant values of  $C_{biogas}$  and  $CV_{biogas}$ , energy converted from sludge to biogas and the amount of the remaining sludge were quantified for a given amount of raw sludge, where values of the carbon content in raw and digested sludges were used.

**Mass and energy analysis based on VS content.** In the designing of AD process, it is generally assumed that the dry matter of sewage sludge is a mixture of fixed solids and volatile solids, and that the amount of fixed solids remains unaltered throughout AD process. These assumptions can give rise to the following equations,

$$M_{biogas} = \frac{M_{RSS} \times (VS_{RSS} - VS_{ADS})}{1 - VS_{ADS}} \quad (5)$$

$$SEP = E_{biogas} / M_{RSS} = \frac{VS_{RSS} - VS_{ADS}}{1 - VS_{ADS}} \times CV_{biogas} \quad (6)$$

Where:

$VS_{RSS}$  (wt.%) and  $VS_{ADS}$  (wt.%) are the VS contents in the RSS and ADS.

Similarly, specific energy production from sludge to biogas, and amount of the remaining sludge, were also quantified by using a combination of Eqs. (5) and (6), where values of  $VS_{RSS}$  and  $VS_{ADS}$  were used.

### 2.3. Mass and energy balance for sludge pyrolysis

Sludge pyrolysis generally produces three products, namely bio-oil, biochar and pyrolytic gas. Their relative energy share distributed from sludge feedstock depends on specific pyrolysis process employed, particularly pyrolysis temperature and heating rate. Fast pyrolysis using a high heating rate ( $\sim 100^\circ\text{C}/\text{min}$ ) and a moderate temperature ( $450\sim 550^\circ\text{C}$ ) can dominantly distribute sludge energy into bio-oil that is commonly regarded as a priority energy product; fossil fuel-based oil is being exhausted while biomass including organic waste is the only source of renewable energy that can produce oil.

In this study, fast pyrolysis for bio-oil production was considered. Its energy conversion potential from sewage sludge to bio-oil was evaluated using mass and energy balance analysis. Energy distributed into the

other two pyrolysis products (biochar and pyrolytic gas) was neglected. The calculation are based on the following equation,

$$ECE = \frac{CV_{bio-oil} \times Y_{bio-oil}}{CV_{sludge}} \quad (7)$$

Where:

$ECE$  is the energy conversion efficiency from sludge to bio-oil,  
 $CV_{bio-oil}$  and  $Y_{bio-oil}$  are the calorific value and yield of the bio-oil produced,  
 $CV_{sludge}$  is the calorific value of sludge feedstock.

### 3. Results and discussion

#### 3.1. Anaerobic digestion (AD)

The specific energy production (SEP) and energy conversion efficiency (ECE) from sewage sludge to biogas by anaerobic digestion are summarized in Table 1 and Table 2. The calculation was conducted using carbon mass and VS mass balances, respectively (see Section 2.2). The results obtained by the two quantifications are not consistent (Table 1 and 2). Here, we don't argue over that which quantification method is more reliable as both are based on assumptions (see details in Section 2.2), but focus on a preliminary overview on the energy conversion potential of sludge digestion.

As seen from Table 1 and 2, the energetic performances of the sludge digestion are substantially attractive and comparable to thermochemical process such as fast pyrolysis; in general, energy conversion efficiencies from sludge to bio-oil through fast pyrolysis are less than 70% (see details summarized in the following section). Despite its desirable performance in energy conversion, AD process is not universally available and affordable for energy recovery from sludge. One concrete obstacle to apply AD process is that the operation of AD generally requires large amounts of energy for sludge heating and mixing. However, such concern and scruple could be settled down, when taking into consideration the fact that the application of AD process can largely reduce volume and mass amount for sewage sludge, thus allowing energy requirements for subsequent sludge dewatering and drying to be largely reduced. Nevertheless, a comprehensive evaluation on energy sustainability of AD process of sewage sludge remains necessary.

**Table 1.** Properties of sewage sludges and energetic performances of the inclusive sludge digestion (using summarized data from a scientific and technical report)

**Tabela 1.** Właściwości i parametry energetyczne osadów ściekowych poddawanych fermentacji (wykorzystano dane publikacji naukowych i technicznych)

Properties of sewage sludges before and after AD			SEP <sup>b</sup> (MJ biogas/ kg-sludge) calculated by		ECE <sup>c</sup> value %
	Raw sludge	Digested sludge	Eq. (4)	Eq. (8)	
Carbon <sup>a</sup> (%)	36.7	24.5	12.1		72.7
VS <sup>a</sup> (%)	72	50		9.9	59.0
CV <sup>a</sup> (MJ/kg)	16.7	10.8			

<sup>a</sup> on dry mass basis.

<sup>b</sup> SEP represents the biogas energy produced from a given amount of sewage sludge; details on calculation described in Section 2.2.

<sup>c</sup> ECE is the energy conversion efficiency from sludge to biogas, expressed as the ratio of energy of biogas produced to energy in sludge.

**Table 2.** Properties of sewage sludges and energetic performances of the inclusive sludge digestion (using data from laboratory measurement of previous studies)

**Tabela 2.** Właściwości i parametry energetyczne osadów ściekowych poddawanych fermentacji (wykorzystano dane z wcześniejszych badań)

Properties of sewage sludges before and after AD			SEP <sup>a</sup> (MJ biogas/ kg-sludge) calculated by		ECE <sup>a</sup> value %
	Raw sludge	Digested sludge	EEq. (8)	Eq. (4)	
Calculation using the data from the literature[38]					
Carbon <sup>a</sup> (%)	39.9	27.6		14.2	83.1
VS <sup>a</sup> (%)	53.8	40.5		5.0	29.3
CV <sup>a</sup> (MJ/kg)	17.1	8.8			
Calculation using the data from the literature [37]					
Carbon <sup>a</sup> (%)	NA <sup>b</sup>	NA <sup>b</sup>		NA <sup>b</sup>	
VS <sup>a</sup> (%)	76.5 <sup>c</sup>	59		16.6	79.0
CV <sup>a</sup> (MJ/kg)	21 <sup>bc</sup>	17			

<sup>a</sup> The same as description in Table 1.

<sup>b</sup> NA refers to “non available”

<sup>c</sup> Values are the average value of primary and waste sludges (the original values are presented in the literature [37]).

It is worth noting that AD process can not sufficiently mineralize organic matter of sewage sludge, while new biomass (anaerobic bacteria) is more or less reproduced and yielded. As a consequence, the discharged residue after AD process, known as digestate or anaerobically-digested sludge (ADS), still contains large amounts of organic matter (about 40–60 wt.%) with substantial potential for energy recovery. However, unlike its original sludge, the organic matter in the digested sludge is biologically resistant, indicating that conventional biological approach to extracting energy from the digested sludge is not appropriate. One feasible and practical option is to use thermo-chemical technologies including pyrolysis, which is discussed in the following section (Section 3.2).

### 3.2. Fast pyrolysis

The energetic performances of the fast pyrolysis used to convert sewage sludge to bio-oil are summarized in Table 3. The ECE value, which reflects how much energy contained in sludge feedstock is distributed to bio-oil product, varies widely depending on feedstock choice and pyrolysis process. As shown in Table 3, when sludge feedstocks are subjected to pyrolysis process under the uniform conditions (e.g. temperature and heating rate, see details in the ref. [37]), the conversion of the feedstock with a higher VS content generally has a higher ECE value (Table 3). Therefore, it can be concluded that the production of bio-oil from sludge is more energy beneficial if the converted sludge feedstock have a higher VS content.

Besides the priority energy product of bio-oil, sludge pyrolysis also forms a carbon-rich solid byproduct that is commonly termed as bio-char. The biochar sequestrates around 20–30% of energy contained in sludge feedstocks, and has substantial potential for energy recovery mostly with heating value no less than 5 MJ/kg. But this byproduct turns out to have an array of environmentally-sound and agronomically-beneficial effects, and is now being exploited intensively for the application of carbon sequestration and soil amendment. An increasing number of evidences have shown that the approach to returning biochar to soil is more sustainable in energy and environment terms than a straightforward combustion for energy recovery. Although the biochar derived from sewage sludge contains unfavourable metals that would pose the risk of environmental contamination when applied to land, such risk is rather lower



as compared to the risk incurred by the current two mainstream sludge treatments, land-spreading and land-filling; It has been observed that biochar is environmentally resistant to decay or decomposition [39–40], and that heavy metals retained in biochar are highly stabilized [41–42].

The pyrolytic gas has a low heating value (estimated to be less than 9 MJ/kg, based on mass and energy balance), thus has no or limited potential for heat or electricity production. In practice, however, pyrolytic gas vented from pyrolysis equipment keeps a high temperature, therefore it is possible to use the gas as a heat carrier/exchanger for pre-heating sludge feedstock.

It should be noted that, for a given feedstock, a pyrolysis process achieving a higher energy output (or higher energy conversion efficiency) does not necessarily indicate the process is more energy effective and beneficial. As pyrolysis is an endothermic thermo-chemical process, energy content of pyrolysis products is partly from reaction heat of pyrolysis, not just transferred from its feedstock. If the accumulative energy content of pyrolysis products overwhelms the energy content of its feedstock, the energy yield of the pyrolysis might be dependent, to a great degree, on the contribution of the reaction heat. In such a case, a high energy output, which is achieved at the expense of a much higher energy input, leads to the net energy yield (net energy efficiency) to be lowered. Therefore, more attention should be given to reaction heat of pyrolysis when considering process optimization and choice.

### **3.3. Pyrolysis combined with AD versus straight pyrolysis**

As indicated previously (Section 3.1 and 3.2), energy in raw sewage sludge can be mostly converted into biogas via AD process, while the rest of energy remained in the digested sludge can be predominantly distributed into bio-oil via fast pyrolysis; on the other hand, energy in raw sewage sludge can also be straight extracted via fast pyrolysis in the form of bio-oil. This raises the concern of which one is more energy beneficial between the two conversion options (a combined AD and pyrolysis option versus an option of straight pyrolysis). For convenience of description, the two options are separately referred to as combined pathway (**CP**, the combination of AD and pyrolysis) and simplified pathway (**SP**, only using pyrolysis).

**Table 3.** Properties of sewage feedstock and energetic performances of fast pyrolysis  
**Tabela 3.** Właściwości osadów surowych i parametry energetyczne dla szybkiej pirolizy

Sludge feedstock Type <sup>a</sup>	VS (%)		CV (MJ/kg)		Yield and energy content of pyrolysis products				ECE <sup>b</sup> (%)	Ref.
	Yield (%)	CV (MJ/kg)	Yield (%)	CV (MJ/kg)	Biochar		Py-gas			
PS	84	23	42	37	33	17	NA	NA	67.6	[6]
WAS	69	19	31	37	43	13	NA	NA	60.1	
ADS	59	17	26	37	53	10	NA	NA	56.6	
Pyrolysis in a batch mode at 500 °C for maximum bio-oil yield.										
Pyrolysis in a continuous mode. Original data were estimated from figure of pyrolysis product distribution.										
ADS	47	12.3	21.4	32.1	25	NA	24.3	NA	55.8	[43]
ADS	38.3	8.9	12.0	30.6	18.5	NA	36.0	NA	41.3	
ADS	46.6	11.9	15.8	31.2	23.5	NA	27.9	NA	41.4	
Pyrolysis at 500 °C in a semi-continuous mode.										
WAS	53.8	17.1	43.1	NA	35.6	9.9	21.3	NA	NA	[38]
ADS	40.5	8.8	26.7	NA	56.0	5.2	17.3	NA	NA	

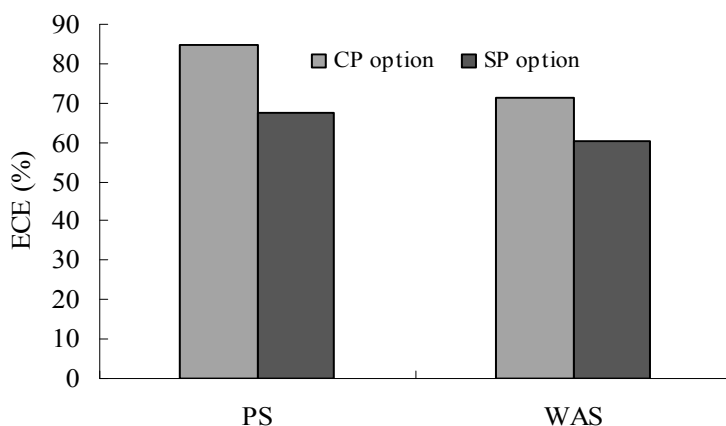
<sup>a</sup> PS = primary sludge, WAS = waste activated sludge, ADS = anaerobically-digested sludge.

<sup>b</sup> ECE represents the energy conversion efficiency from sludge to bio-oil.

Here, the energy-related performances of the two options were compared from the viewpoint of energy conversion efficiency. The previous study [37] that investigated technical performances of fast pyrolysis of sewage sludges before and after AD process (PS, WAS and ADS) was revisited as a case study. The pyrolysis-related result has been summarized in Table 3. The measured energy contents of the raw sludges (PS or WAS) and digested sludge (ADS) were used to examine the energy conversion footprint of the inclusive AD process (details on the calculation method is presented in Section 2.2). The calculated results from AD and the results from ADS pyrolysis were merged, and the overall energy conversion efficiency of the CP option was thereof determined.

Fig. 1 shows the energy conversion efficiencies of the CP and SP options. The CP option achieved greater conversion efficiency than the SP option for both raw sewage sludges (PS and WAS). On average between the two raw sludges, the CP option exhibited an energy conversion potential approximating to 78%, as much as 14% greater compared to the SP option. However, this result does not indicate that the CP option have a higher net energy efficiency than the SP option, given that the additional introduction of AD process in the CP option needs additional energy input in process operation. The choice between the two options still requires more information on the overall energy production and consumption involved.

The energy conversion efficiencies of both options were dependent on the sludge feedstock converted. As indicated in Fig. 1, in both conversion options, the ECE value achieved from the conversion of PS feedstock was notably higher than the ECE value from WAS feedstock. For the SP option, this difference is caused by sludge feedstocks itself, in particular by their difference in VS content. For the CP option, however, both properties of the feedstock and performance of the AD process have an effect on the energy recovery efficiency. This could be explained by the facts that the PS feedstock not only has a higher VS content than the WAS feedstock, but also has a higher VS degradation extent in the AD stage; a calculation based on the mass balance of AD process can give 72.6% of VS reduction for the PS and 35.3% for the WAS. However, the result can not provide information on whether there exists interactive effect between the VS content of feedstock and its reduction extent in the AD stage. Such information gap also needs to be filled.



**Fig. 1.** Energy conversion efficiencies (ECE) of the combined pathway (CP option) and simplified pathway (SP option) for primary sludge (PS) and waste activated sludge (WAS)

**Rys. 1.** Sprawność przetwarzania energii dla połączonej procedury (opcja CP) i uproszczonej (opcja SP) dla osadów wstępnych (PS) i wtórnych (WAS)

#### 4. Conclusions

A preliminary evaluation on the energy recovery potential from sewage sludge was carried out at both technological and pathway scales. Two conversion technologies including anaerobic digestion (AD) for biogas production and fast pyrolysis for bio-oil production were investigated. A combined pathway based on AD and fast pyrolysis was also examined in comparison with a simplified pathway that only relies on fast pyrolysis for energy conversion. Both AD process and fast pyrolysis have an attractive energy conversion potential while their conversion efficiencies are comparable. The pyrolysis process appears to be a promising approach for sustainable management of sewage sludge, as it not only produces bio-oil as priority product but also forms biochar as by-product that holds potentials for carbon sequestration and land amendment. The combined pathway exhibited advantage in energy conversion efficiency over the simplified pathway, depending on sludge feedstock (particularly its VS content) and VS reduction extent in the AD stage. Uncertainty remains regarding how and to what degree the VS content and its reduction extent by AD influence energetic performances of the combined pathway.

## Acknowledgements

*Appreciation is expressed to Prof. Lucjan Pawłowski from Lublin University of Technology, for his valuable suggestion and guidance.*

## References

1. **Bollen J., Hers S., van der Zwaan B.:** *An integrated assessment of climate change, air pollution, and energy security policy.* *Energ Policy.*, 38 (8), 4021–4030 (2010).
2. **Pawłowski A., Pawłowski L.:** *Sustainable development in contemporary civilization. Part 1: The environment and sustainable development.* *Problemy Ekorozwoju*, 3 (1), 53–65 (2008).
3. **Pawłowski L.:** *Is Development of Nowadays World Sustainable?.* *Problemy Ekorozwoju*, 5 (2), 9–12 (2010).
4. **Łapiński J.L.:** *Sustainable Development Versus Political Aspect of Defining the Nature.* *Problemy Ekorozwoju*, 4 (1), 77–81 (2009).
5. **Russel D.:** *A Curmudgeon's Thoughts on Sustainable.* *Problemy Ekorozwoju*, 5 (2), 15–55 (2010).
6. **Lindzen R.S.:** *Global Warming: The Origin and Nature of the Alleged Scientific Consensus.* *Problemy Ekorozwoju*, 5 (2), 13–28 (2010).
7. **Pawłowski A.:** *The Multidimensional Nature of Sustainable Development.* *Problemy Ekorozwoju*. 1 (1), 23–32 (2006).
8. **Sánchez A.:** *Perspectives and problems in sustainable development.* *Problemy Ekorozwoju*, 3 (2), 21–23 (2008).
9. **Pedersen A.J., Ottosen L.M., Villumsen A.:** *Electrodialytic removal of heavy metals from different fly ashes: Influence of heavy metal speciation in the ashes.* *J Hazard Mater.*, 100 (1–3), 65–78 (2003).
10. **Ahmaruzzaman M.:** *A review on the utilization of fly ash.* *Prog Energ Combust.*, 36 (3), 327–363 (2010).
11. **Kaysi I., Mahmassani H., Arnaout S., Kattan L.:** *Phasing out lead in automotive fuels: conversion considerations, policy formulation, and application to Lebanon.* *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 5 (6), 403–418 (2000).
12. **Deiss J., Byers C., Clover D., D'Amore D., Love A., Menzies M.A., Powell J., Walter M.T.:** *Transport of lead and diesel fuel through a peat soil near Juneau, AK: a pilot study.* *J Contam Hydrol.*, 74 (1–4), 1–18 (2004).
13. **Pawłowski L.:** *Sustainability and Global Role of Heavy Metals.* *Problemy Ekorozwoju*, 6 (1), 59–64 (2011).
14. **Durbin P.T.:** *Humanitarian Motives for Sustainable Developments in a Global Economy: An Essay.* *Problemy Ekorozwoju*, 5 (1), 5–13 (2010).

15. **Pawłowski A.:** *Barriers in Introducing Sustainable Development – Eco-philosophical Point of View.* Problemy Ekorozwoju, 2 (1), 59–65 (2007).
16. **Hull Z.:** *Does the Idea of the Sustainable Development Show a New Vision of the Development of the Civilization?* Problemy Ekorozwoju, 2 (1), 49–57 (2007).
17. **Liszewski D.:** *Ethical of Sustainable Development.* Problemy Ekorozwoju, 2 (1), 27–33 (2007).
18. **Bochenek K.:** *Some of the Theoretical Sustainable Development Aspects in the Reflection of the Christian Middle Ages Philosophy.* Problemy Ekorozwoju, 5 (1), 71–79 (2010).
19. **Durbin P.T.:** *Is there a best ethic of sustainable development?* Problemy Ekorozwoju, 3 (2), 5–14 (2008).
20. **Gawor L.:** *Antiglobalism, Alterglobalism and the Philosophy of Sustainable Development as a Global Alternative.* Problemy Ekorozwoju, 1 (1), 41–48 (2006).
21. **Kiepas A.:** *Ethics as the Eco-development Factor in Science and Technology.* Problemy Ekorozwoju, 1 (2), 77–86 (2006).
22. **Myga-Piątek U.:** *Society "Possessed by Ecology" is it a Treat to Human Freedom and Democracy?* Problemy Ekorozwoju, 6 (1), 83–94 (2011).
23. **Skowronski A.:** *Sustainable Development as the Perspective of Further Civilization Development.* Problemy Ekorozwoju, 1 (2), 47–57 (2006).
24. **Ikerd J.:** *Sustainable Capitalism: A Matter of Ethics and Morality.* Problemy Ekorozwoju, 3 (1), 13–22 (2008).
25. **Gurtowski S.:** *Green Economy Idea – Limits, Perspectives, Implications.* Problemy Ekorozwoju, 6 (1), 75–82 (2011).
26. **Huetting R.:** *Environmentally Sustainable National Income and Other Ways to Improve Information About Growth.* Problemy Ekorozwoju, 6 (1), 31–46 (2011).
27. **Venkatesh G.:** *Triple Bottom Line Approach to Individual and Global Sustainability.* Problemy Ekorozwoju, 5 (2), 29–37 (2010).
28. **Golomb D.:** *Emission Reduction of Greenhouse Gases: Emission Quotas or Mandated Control Technologies.* Problemy Ekorozwoju, 3 (1), 23–25 (2008).
29. **Pawłowski A.:** *Rozwój zrównoważony – idea, filozofia, praktyka.* Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, vol. 51, Komitet Inżynierii Środowiska, Lublin, 2008.
30. **Borys T.:** *Decade of Education for Sustainable Development – Polish Challenges.* Problemy Ekorozwoju, 5 (1), 59–70 (2010).
31. **Hartman B.:** *Subsidiarity in EU Environmental Policy.* Problemy Ekorozwoju, 4 (1), 93–98 (2009).

32. **Sztumski W.:** *The Ecology of Space*. Problemy Ekorozwoju. 6 (1), 117–138 (2011).
33. **Pawlowski A.:** *The Sustainable Development Revolution*. Problemy Ekorozwoju, 4 (1), 65–76 (2009).
34. **Cai Q., Mo C., Wu Q., Zeng Q., Katsoyiannis A.:** *Quantitative determination of organic priority pollutants in the composts of sewage sludge with rice straw by gas chromatography coupled with mass spectrometry*. J Chromatogr A., 1143 (1–2), 207–214 (2007).
35. **Davis R.D.:** *The impact of EU and UK environmental pressures on the future of sludge treatment and disposal*. Water and Environment Journal., 10 (1), 65–69 (1996).
36. European Commission: *Disposal and recycling routes for sewage sludge, Part 3 – Scientific and technical report*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 2001.
37. **Kim Y., Parker W.:** *A technical and economic evaluation of the pyrolysis of sewage sludge for the production of bio-oil*. Bioresource Technol., 99 (5), 1409–1416 (2008).
38. **Pokorna E., Postelmans N., Jenicek P., Schreurs S., Carleer R., Yperman J.:** *Study of bio-oils and solids from flash pyrolysis of sewage sludges*. Fuel., 88 (8), 1344–1350 (2009).
39. **Hwang I.H., Matsuto T., Tanaka N., Sasaki Y., Tanaami K.:** *Characterization of char derived from various types of solid wastes from the standpoint of fuel recovery and pretreatment before landfilling*. Waste Manage., 27 (9), 1155–1166 (2007).
40. **Hwang I.H., Ouchi Y., Matsuto T.:** *Characteristics of leachate from pyrolysis residue of sewage sludge*. Chemosphere, 68 (10), 1913–1919 (2007).
41. **Kistler R.C., Widmer F., Brunner P.H.:** *Behavior of chromium, nickel, copper, zinc, cadmium, mercury, and lead during the pyrolysis of sewage sludge*. Environ Sci. Technol., 21 (7), 704–708 (1987).
42. **Hwang I.H., Ouchi Y., Matsuto T.:** *Characteristics of leachate from pyrolysis residue of sewage sludge*. Chemosphere, 68 (10), 1913–1919 (2007).
43. **Fonts I., Azuara M., Gea G., Murillo M.B.:** *Study of the pyrolysis liquids obtained from different sewage sludge*. J Anal Appl Pyrol., 85 (1), 184–191 (2009).
44. **Zdeb M., Pawłowska M.:** *Wpływ temperatury na mikrobiologiczne usuwanie siarkowodoru z biogazu*. Rocznik Ochrona Środowiska, T. 11, Rok 2009, 1235–1243 (2009).
45. **Pawłowska M.:** *Rola biofiltracji w kontroli emisji gazu składowiskowego w świetle zaleceń dyrektywy UE w sprawie składowania odpadów*. Rocznik Ochrona Środowiska, T. 13, Rok 2011, 303–314 (2011).

## **Odzysk energii z osadów ściekowych**

### **Streszczenie**

Różne podejścia do odzysku energii z osadów ściekowych zostały ocenione z punktu widzenia zrównoważonego rozwoju. Badano proces anaerobowej fermentacji (AD) do produkcji biogazu i szybkiej pirolizy do produkcji biooleju. Zastosowanie procesu AD umożliwia odzysk energii z osadów ściekowych w znacznym stopniu w postaci biogazu, a przefermentowany osad nadal zawiera duże ilości substancji organicznych ze znacznym potencjałem do odzysku energii. Wykorzystanie szybkiej pirolizy pozwala przede wszystkim na przekształcenia energii w osadach na bioolej, a jego parametry energetyczne silnie zależą od właściwości osadów, w szczególności zawartości VS. Połączona procedura, oparta na AD, a następnie szybkiej pirolizie i uproszczona wykorzystująca tylko szybką pirolizę były również badane. Połączona procedura miała większą sprawność przemiany energii niż uproszczona; badania dla dwóch osadów surowych pokazują, że średnio połączona procedura uzyskała potencjał konwersji energii wynoszący około 78%, o 14% większy w porównaniu do procedury uproszczonej.





## **A Method of Utilization of Polyurethane after the End of Its Life Cycle**

*Vojtěch Václavík, Jan Valíček, Tomáš Dvorský*  
*VŠB – Technical University of Ostrava, Czech Republic*

*Tadeusz Hryniewicz, Krzysztof Rokosz*  
*Koszalin University of Technology, Poland*

*Marta Harničárová, Milena Kušnerová*  
*VŠB – Technical University of Ostrava, Czech Republic*

*Jaromír Daxner*  
*Texcolor Ostrava, s.r.o., Czech Republic*

*Miroslava Bendová*  
*VŠB – Technical University of Ostrava, Czech Republic*

### **1. Introduction**

The utilization of secondary raw materials represents a very important segment in terms of environmental protection and when ensuring permanently sustainable development. Its goal is a permanent research of the hidden utilization potential of produced waste materials. The issue of the utilization of waste materials from coal mining by means of innovative technologies is described in [1], the utilization of mineral waste in the construction of municipal waste landfills is described in [2], and the possible application of waste sands in the industrial floors segment is described in [3].

Landfilling is still the most widespread method of waste disposal in the Czech Republic. This is mainly due to high charges for depositing waste in landfills and poorly developed infrastructure and capacity of other technical facilities for waste treatment. It is necessary to add that CR has very favourable geological conditions for construction of landfills.

The second most common way of dealing especially with construction waste materials in the Czech Republic is their recycling and subsequent reuse. The following recycled material resources are currently used in building practice: concrete, bricks, tiles, ceramics, asphalt mixtures without hazardous properties, soil and aggregates without hazardous mixtures. In Table 1, we present an overview of production of construction waste in the Czech Republic during the period from 2006 to 2010, serving as an input for the recycling process itself. The data are taken from the ISOH database, administered by the Czech Environmental Information Agency (CENIA). However, these values (with regard to the current definition of waste in the Waste Law 185/2001 of the Code) do not affect the production of all subjects, but especially the weight aspect of the key types of inert mineral construction waste from groups 1701, 1703 and 1705. According to the definition: "Waste is any movable asset its owner disposes of or intends or is bound to dispose of and it belongs to some of the groups of wastes listed in Annex no.1 to this Law." (Law 185/2001 of the Code § 3, paragraph 1). Nevertheless, a significant part of the excavated soil and aggregate and other inert construction wastes do not comply with this definition if, after recycling (usually at the demolition site), they do not change their owner (the recycling company acts only as a form of service here). That is why the inert mineral wastes recycled this way or products derived from them usually do not go through the above-mentioned ISOH database [4].

According to Annex No. 1, the Ministry of Environment Decree No. 381/2001 of the Code, polyurethane foam after the end of its life cycle, used as a waste material for recycling, can be assigned code 07 02 13, according to the catalogue of waste materials. The Czech Republic has an annual production of about 40 000 tons of waste fitting the above mentioned code, and about 10 000 tons of this waste is rigid polyurethane foam.

Current methods of rigid polyurethane foams recycling which are used in the world are described in Fig. 1. The best way to recycle polyurethane foam at the end of its life cycle, as filler in restoration mortars, is its disintegration in a knife mill. Polyurethane foam recycled by means of this method is suitable as a substitute of expanded volcanic glass – pearlite, expanded obsidian and expanded vermiculite. Other ways of recycling polyurethanes into feedstock or as decomposition into individual components of monomers [5, 6] using a chemical method, together

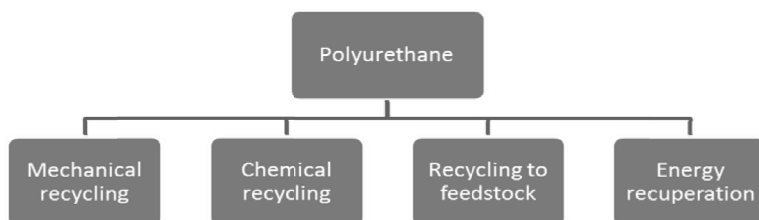
with burning and subsequent energy recuperation [7, 8], may appear to be some of the best practices of recycling plastics, but none of these methods of recycling provides suitable filler for restoration mortars.

**Table 1.** Production of construction and demolition wastes in the Czech Republic in the period of 2007–2010

**Tabela 1.** Produkcja budowlanych i rozbiórkowych odpadów w Czechach w latach 2007–2010

Group	Waste	Year 2007	Year 2008	Year 2009	Year 2010
		[kt]	[kt]	[kt]	[kt]
<b>17 01</b>	<b>Concrete, bricks, tiles and ceramics</b>	<b>4 628</b>	<b>2 934</b>	<b>2 998</b>	<b>3 167</b>
17 01 01	Concrete	1 815	1 224	1 132	1 163
17 01 02	Bricks	761	861	919	834
17 01 03	Tiles and ceramic products	12	13	15	18
17 01 06*	Mixtures containing dangerous substance	82	43	46	22
17 01 07	Mixtures not listed under No. 17 01 06	1 958	793	886	1 130
<b>17 03</b>	<b>Asphalt mixtures, tar and tar products</b>	<b>505</b>	<b>445</b>	<b>516</b>	<b>466</b>
17 03 01*	Asphalt mixtures containing tar	11	8	3	10
17 03 02	Asphalt mixtures not listed under No. 17 03 01	493	437	513	456
17 03 03*	Coal-tar and tar products	1	0	1	0
<b>17 05</b>	<b>Soil (including soil extracted from contaminated places), aggregate and extracted tailings</b>	<b>9 176</b>	<b>11 396</b>	<b>10 707</b>	<b>10 846</b>
17 05 03*	Soil and aggregate containing dangerous substance	314	462	504	280
17 05 04	Soil and aggregate containing dangerous substance, not listed under No. 17 05 03	8 481	10 026	9 116	8 825
17 05 05*	Extracted tailings containing dangerous substances	0	0	0	0
17 05 06	Extracted tailings not listed under No. 17 05 05	292	707	1 003	1 687
17 05 07*	Ballast from superstructure containing NL	10	26	30	7
17 05 08	Ballast from superstructure not listed under No. 17 05 07	79	175	54	47
<b>17 09</b>	<b>Other construction and demolition wastes</b>	<b>702</b>	<b>497</b>	<b>580</b>	<b>622</b>
17 09 03*	Other construction and demolition wastes containing dangerous substances	59	47	95	67
17 09 04	Mixed construction and demolition wastes not listed under Nos. 17 09 01, 17 09 02 and 17 09 03	642	449	485	555
<b>Total</b>		<b>15 065</b>	<b>15 272</b>	<b>14 802</b>	<b>15 101</b>

Source: ISOH database – Waste Management Information System (CENIA – Czech Environmental Information Agency)



**Fig. 1.** Scheme of current recycling methods of rigid polyurethane foam  
**Rys. 1.** Schemat obecnych metod recyklingu sztywnej pianki poliuretanowej

## 2. Materials

### 2.1. Recycled rigid polyurethane foam

3 samples of crushed rigid polyurethane foam were prepared for the purposes of experimental research. The crushing was performed using a knife mill and output screens with 6 and 8 mm in size. All samples were later subjected to grain analysis. The screen analyses were conducted on a laboratory sifting machine with standardized screens according to ČSN EN 933-1. The grain analysis was performed using selected series of screens: 0.063, 0.125, 0.25, 0.5, 1, 2, 4, 5.6, 8 mm. The outcomes of the grain analysis are presented in Table 2 and in Fig. 2.

**Table 2.** Sift analysis of VST01 – VST03 samples

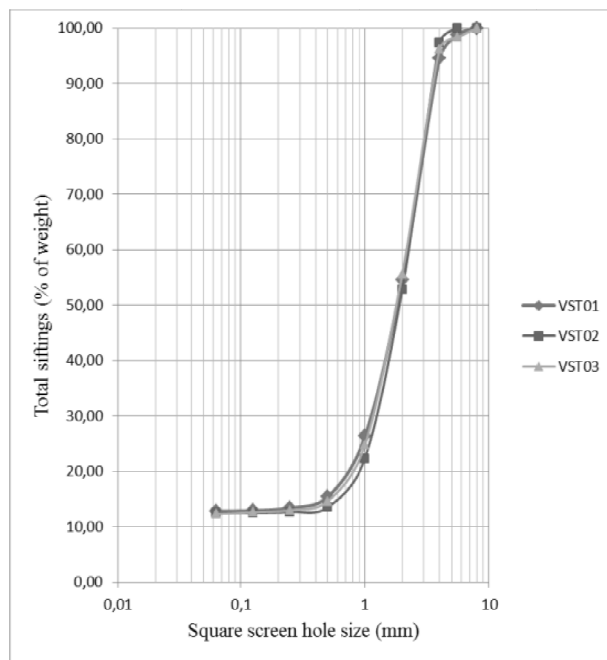
**Tabela 2.** Analiza Sift próbek VST01 – VST03

Screen size [mm]	Siftings percentage summary [%]		
	VST01	VST02	VST03
0.063	12.80	12.50	12.30
0.125	12.90	12.50	12.60
0.25	13.40	12.70	13.00
0.5	15.40	13.50	14.60
1	26.30	22.30	24.70
2	54.50	52.80	55.60
4	94.50	97.30	96.20
5.6	98.80	99.90	98.30
8	100.00	100.00	100.00

Polyurethanes in fact respect the size of the screen installed in the knife grinder. However, the maximum size of crushed material has an initial measurable volume one or two orders below the size of the screen installed in the crusher.

The graphic presentation of the grain size curves (see Figure 2) clearly shows that the siftings of grain size of 2 mm for all polyurethane samples is 55% of the sample weight. Crushed polyurethane foam samples show an even share of particles of 2 – 4 mm grain size range.

Samples of crushed polyurethane foam VST01, VST02, VST03 were subjected to aqueous leach tests according to Government Regulation No. 163/2002 of the Code. The purpose was to determine whether the samples are not contaminated with excess concentrations of heavy metals and volatile organic compounds. The results of the analyses are presented in Tables 3 and 4. The acceptable values according to this Regulation are marked LIMIT in the table.



**Fig. 2.** Graphic expression of grain size curve of VST01 – VST03 samples  
**Rys. 2.** Graficzna ilustracja krzywej granulometrycznej próbek VST01 – VST03

**Table 3.** Results of contamination analyses of recycled polyurethane foam samples**Tabela 3.** Wyniki analiz zanieczyszczeń próbek pochodzących z recyklingu pianki poliuretanowej

Anal. Subst.	TOC	COD	Mn	pH	Cr	Pb	Cd	Ni
	[mg · l <sup>-1</sup> ]				[mg · l <sup>-1</sup> ]			
VST01	0.163±0.028	<6	<0.03	6.01±0.13	<0.03	<0.02	<0.002	<0.03
VST02	0.447±0.076	<6	<0.03	6.30±0.13	<0.03	<0.02	<0.002	<0.03
VST03	0.419±0.072	<6	<0.03	6.82±0.14	<0.03	<0.02	<0.002	<0.03
LIMIT	5	(Mn)3.0	0.05	6.5–9.5	0.05	0.01	0.005	0.02

**Table 4.** Results of contamination analyses of recycled polyurethane foam samples**Tabela 4.** Wyniki analiz zanieczyszczeń próbek pochodzących z recyklingu pianki poliuretanowej

Anal. Subst.	Phenols	Formaldehyde	Benzene	Toluene	Σ xylene	o-xylene+styren	Ethylbenzene	TCE	PCE
	[mg · l <sup>-1</sup> ]								
VST01	<0.05	0.00006	<0.001	0.001	<0.001	0.022	<0.001	<0.001	<0.001
VST02	<0.05	0.00007	<0.001	0.003	<0.001	0.029	<0.001	<0.001	<0.001
VST03	<0.05	0.00006	<0.001	<0.001	0.001	0.029	<0.001	<0.001	<0.001
LIMIT	0.05	–	0.001	0.2	0.2	*0.02	0.02	0.01	0.01

\*only styrene

The results of the analyzes of the polyurethane foam samples presented in Tables 3 and 4 clearly show that the limit value has not been exceeded in any of the monitored parameters.

## 2.2. Bonding agents and additives

Mixed Portland cement CEM II 32,5N-S was used as the main bonding agent in mixtures for restoration mortars. Very finely ground limestone (Kotouč Štramberk), hydrate CL 90-S (Kotouč Štramberk) were used as well. The used additives were based on sodium alkylbenzene sulphonate, calcium lignosulphonate, copolymer vinylacetate and zinc stearate in order to improve the workability, rheology, content of air pores and hydrophobization.

### 3. Experimental part

#### 3.1. Restoration mortar

6 recipes with different ratio of polyurethane bonding agents and additives were prepared for restoration mortar. The objective of the proposal was to discover a suitable ratio of components and suitable admixtures for modification of restoration mortars with polyurethane filler. Crushed polyurethane foam with grain size of 0–2 mm was used as the filling agent. It was acquired through sieving from sample VST02. Cement CEM II 32,5 N, hydrate, and very finely ground limestone were used in various ratios as the basic bonding agent. The recipes for restoration mortars are presented in Table 5.

**Table 5.** Recipes of restoration mortars

**Tabela 5.** Receptury zapraw renowacyjnych

Plaster mixture components	Unit	ZO1	ZO2	ZO3	ZO4	ZO5	ZO6
PUR (fr.0/2 mm)	g	4600	4600	4600	4600	4600	3100
Water	g	13000	13000	13000	14000	14000	11000
Cement CEM II 32.5N	g	12500	12500	12500	10500	10500	10500
Sodium alkylbenzene sulfonate	g	177	177	177	300	300	300
Calcium lignosulfonate	g	–	–	50	30	20	20
Copolymer vinylacetate	g	–	–	–	50	60	60
Hydrate CL90-S	g	–	2890	–	–	–	–
Very finely Grodnu limestone	g	5250	–	–	–	–	–
Zinc stearate	g	–	–	–	–	55	55

The individual mixtures were prepared in a horizontal mixer with forced circulation with the geometric volume of 80 dm<sup>3</sup>. Exactly specified amount of polyurethane crumbs was measured for each mixture, and the individual components of bonding agents and additives were gradually added to the mixtures. The experimental mixtures prepared using this method were tested in order to determine the spreadable time and the time of fresh mortar treatment, and they were subsequently applied in the test forms. The forms were compacted for 10 seconds on a vibration table. The samples in forms were packed in polyethylene bags and stored in a room at temperature of 22 °C for 2 days, after that the forms were

removed and the samples were put back in bags and stored for further 5 days. After this time, the frames were stored freely in the room at a temperature of 22 °C for 21 days. They were subsequently tested to determine the volume weight of dry hardened mortars, the strength of hardened mortars in compression, and the adhesive strength of hardened mortars for interior and exterior plasters. The test results are presented in Table 6.

**Table 6.** Test results of experimental mixtures of restoration mortars

**Tabela 6.** Wyniki badań eksperymentalnych mieszanek zapraw renowacyjnych

Marking	Strength of mortar in compression [N · mm <sup>-2</sup> ]	Volume weight of hardened mortar [kg · m <sup>-3</sup> ]	Spreadable time [min]	Backing adhesive strength [N·mm <sup>-2</sup> ]	
				Value	Separation method
ZO1	0.44	550	60	0.040	in mortar
ZO2	0.47	500	60	0.040	in mortar
ZO3	0.35	430	60	0.030	in mortar
ZO4	1.00	350	60	0.050	in mortar
ZO5	1.20	350	60	0.051	in mortar
ZO6	1.20	300	60	0.053	in mortar

ZO 6 mixture, which had shown the best physical and mechanical properties of all the prepared formulae, was selected for further research. In this mixture, we have managed to reduce the value of volume weight of hardened mortar to 300 kg·m<sup>-3</sup>, while increasing its strength in compression to 1.2 N·mm<sup>-2</sup> by adding a suitable ratio of lightening additives, additives increasing plasticity and altering the compressive strength. The backing adhesive strength has slightly increased to 0.053 N·mm<sup>-2</sup>, while maintaining the spreadable time of 60 minutes. The results of additional tests of mixture ZO6 are presented in Table 7.

**Table 7.** The results of additional tests of mixture ZO6

**Tabela 7.** Wyniki dodatkowych badań mieszanki ZO6

Restoration mortar mixture	Crushed polyurethane grain fineness [mm]	Bending strength in tension [MPa]	Mort. backing adhesive strength – Porobeton [MPa]	Water–vapour diffusion	C-value coefficient [W · m <sup>-1</sup> · K <sup>-1</sup> ]	Capillary absorption coefficient [kg · m <sup>-2</sup> after 24 h]
ZO6	0.125–2	0.956	0.04	4.2	0.079	4.23



### **3.2. Application of restoration mortar**

After removing the existing plasters and mechanical cleaning of the base wall, restoration mortar is applied in a thickness of 30–50 mm directly on the masonry. After rough levelling, there will be a highly porous structure that protects the masonry against negative effects (exposure of the exterior enclosure wall to freezing temperatures, thermal stress, rain water, the impacts of air and also to biological effects, i.e. algae, mosses, organic dust particles, efflorescence, etc.), however, thanks to its high internal surface and suitable pore size, it allows a trouble-free aeration of the masonry and it also prevents capillary action into the un-affected parts of the masonry. Eventual salt extracts are transferred to restoration mortar, so that they will not cause any further damage to the masonry. Even drying of the building is another positive factor, which is especially important for hybrid constructions □ clay, lime, unburned brick, stone, poro-concrete. Once the building has been dried, it is necessary to assess the condition of the restoration mortar and the base masonry and if it is not affected by the degradation effects, it is possible to leave it in the building as a core plaster for interior constructions, eventually as a thermal insulating plaster of the external siding of buildings.

## **4. Conclusion**

Given the current amount of polyurethane waste and its expected increase in future years, the processing of polyurethane foam after the end of its life cycle as fillers for restoration mortars is currently very important. The benefits lie in a new method of the utilization of the recycled polyurethane foam after the end of its life cycle in the restoration mortars segment. It is based on the fact that the utilization of this recycled material as filler can represent a full-fledged substitution of the currently used light fillers based on expanded perlite, obsidian, and vermiculite.

When comparing the characteristics of experimental mixture 6 presented in Tab. 6 and 7, in particular the thermal conductivity coefficient  $\lambda$ , with the properties of restoration mortars compared by us: weber – weber.san MONO, weber.san SUPER; knauf – Kbelosan J; Profi Plus – restoration plaster), we concluded that the thermal conductivity coefficient  $\lambda$  of mixture 6 shows several times lower value than the compared

restoration mortars. We can therefore classify it in a group of restoration mortars with thermal insulating properties.

Another part of the experimental research will deal with determination of durability, study of porosity, degradation of the base walls after the end of the life cycle of restoration mortar based on polyurethane and determination of the drying potential.

## Acknowledgements

*This work was supported by the project Moravian-Silesian region  
No. 0014/2012/RRC*

## References

1. **Baic I., Witkowska-Kita B., Blaschke W., Lutyński A., Koziol W., Piotrowski Z.:** *Effect of Selected Factors on the Development of Innovative Hard Coal Mining Waste Management Technologies Determined by Cross-impact Analysis.* Rocznik Ochrona Środowiska, 13(2), 1339–1357 (2011).
2. **Wodziński P.:** *Application of Mineral Waste in Construction of Municipal Waste Landfills.* Rocznik Ochrona Środowiska, 11(1), 485–496 (2009).
3. **Głodkowska W., Kobaka J.:** *Application of Waste Sands for Making Industrial Floors.* Rocznik Ochrona Środowiska, 11(1), 193–206 (2009).
4. **Škopán M.:** *Position of recycled materials from construction and demolition waste in the construction material market.* Stavební technika. 6–8, part 1, 2011.
5. **Zevenhoven R.:** *Treatment and disposal of polyurethane wastes: options for recovery and recycling.* 2004th ed. by Helsinki University of Technology Energy Engineering and Environmental Protection: Espoo. 2004.
6. **Zia K.M., Bhatti H.N., Bhatti I.A.:** *Methods for polyurethane and polyurethane composites, recycling and recovery: A review.* Reactive & Functional Polymers, 67(3), 675–692 (2007).
7. **Wu Ch., Chang Ch., Li J.:** *Glycolysis of rigid polyurethane from waste refrigerators.* Polymer Degradation and Stability, 75(3), 413–421 (2002).
8. **Font R., Fullana A., Caballero J.A., et al.:** *Pyrolysis study of polyurethane.* J. Anal. Appl. Pyrolysis, 58–59, 63–67 (2001).

## **Sposób wykorzystania poliuretanu po zakończeniu jego cyklu żywotności**

### **Streszczenie**

Wykorzystanie surowców wtórnych stanowi bardzo istotny element w zakresie ochrony środowiska i przy zapewnieniu zrównoważonego rozwoju. Naszym celem jest stałe badanie ukrytego potencjału wykorzystania wytwarzanych odpadów. Oczywiście, zadanie polega na stałej optymalizacji sortowania surowców wtórnych i surowców mających na celu ich lepsze wykorzystanie, a ostatecznie na ich finansową wycenę. To jest nasz sposób reagowania na rosnącą potrzebę utylizacji odpadów i surowców odpadowych przed ich składowaniem, na które wpływa przede wszystkim określone, obowiązujące prawo dotyczące środowiska, a po drugie, ten krok jest częścią celów środowiskowych naszego społeczeństwa. Obecnie produkcja poliuretanów wynosi około 7% całkowitego wolumenu tworzyw sztucznych produkowanych w Europie. Republika Czeska ma roczną produkcję ok. 10 000 ton odpadów sztywnej pianki poliuretanowej. Są to głównie odpady wielkogabarytowe, które w zasadzie nie podlegają efektywnemu składowaniu. Powyżej podana masa/ilość odpadów poliuretanowych była inspiracją do zapoczątkowania badań podstawowych w zakresie wykorzystania recyklingu pianki poliuretanowej pod koniec cyklu żywotności produktu w segmencie materiałów budowlanych.

W artykule przedstawiono część wyników projektu badawczego pod nazwą „Badanie topografii powierzchni i struktury materiałów zdegradowanych przez sole i proponowane środki/zamierzenia (technologia odnawiania) za pomocą zapraw opartych na piankach poliuretanowych w końcu ich cyklu życia”. Są to: 1. eksperymentalne receptury zapraw renowacyjnych pochodzących z recyklingu pianki poliuretanowej o masie właściwej od 30 do 40 kg·m<sup>-3</sup> i maksymalnej wielkości ziarna PUR 2 mm jako wypełniacza w zaprawach odnawialnych; 2. właściwości fizyczne i mechaniczne doświadczalnych mieszanek (masa właściwa utwardzonej zaprawy, wytrzymałość, czas rozsmarowania, przyczepność/stopień przylegania, kapilarna absorpcja wody, zawartość porów powietrznych); 3. opis stosowania odnawialnej zaprawy poliuretanowej na ścianie.



## ***In-situ* Measurements of Moisture Using Surface TDR Probes**

*Zbigniew Suchorab*  
*Lublin University of Technology*

### **1. Introduction**

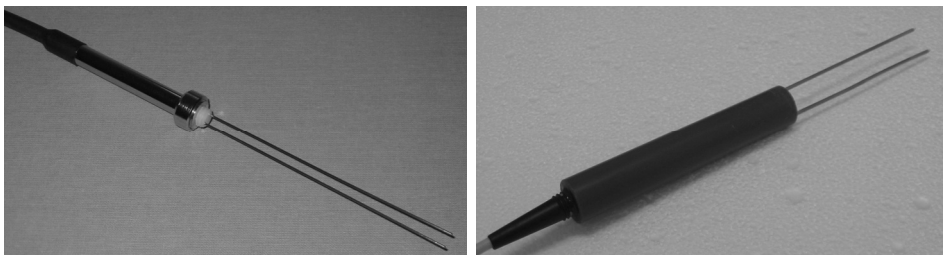
Problem of building barriers moisture is a well known phenomenon for almost all users of the buildings. Its presence is inevitable in moderate climate and its balanced states are acceptable. On the other hand, extended values of moisture are disadvantageous and may be caused by many factors like water vapor condensation inside the barriers, capillary rise of ground water, rainwater, inundations or sanitary systems failures. This phenomenon is also a factor which limits the object functionality both from the construction and sanitary-hygienic reasons.

Extended moisture content problem is particularly visible in the historical buildings which were set up without the suitable horizontal water-proof isolations. In this cases, ground water has the unlimited access to the groundwork and then, due to the capillary forces to the internal parts of the walls. Increased amounts of water lead to the material structure destruction by melting and thawing processes during winter season, wood decay, and accelerated corrosion of steel reinforcement elements and crystallization of dissolved salts in transported water. Also it should be mentioned here, that indirectly, water negatively influences the indoor environment providing good conditions for harmful microorganisms and mould development [3] which may consequently run to the respiratory system diseases, infections, allergies, eyes and skin irritations. All above presented negative consequences of water presence inside the building envelopes are the reason for constant development moisture detection techniques.

In this article, it will be presented a possibility of TDR (Time Domain Reflectometry) technique for *in-situ* moisture measurement of building barriers. The TDR technique has been applied for moisture measurement in soils for many years and since several years there have been made the attempts to measure moisture of building materials and barriers. But the invasive character of the method was the reason of many technical problems. Surface TDR probe presented in this article enables non-invasive moisture determination of building barriers and thus has a big potential for *in-situ* measurements.

## 2. TDR method description

The TDR method has been used for about 30 years for moisture measurement of the soils. It is continuously being developed by the constant improvement of the hardware, electronics, software and also sensors calibration methods. For the calibration there are used both theoretical, physical models [1, 2, 17, 19] but also the empirical calibration formulas obtained by experimental examinations [5, 6, 11, 18]. Probes presented in Fig. 1 enable accurate moisture determination without salinity and temperature significant influence in soft porous materials like soils.



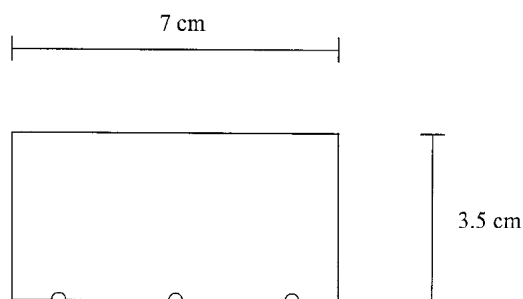
**Fig. 1.** TDR probe applied for invasive moisture determinations (Easy Test / Lublin / Poland). On the left LP/ms – laboratory probe, on the right FP/mts – field probe

**Rys. 1.** Sonda TDR używana do inwazyjnych pomiarów wilgotności (Easy Test / Lublin). Po lewej LP/ms – sonda laboratoryjna, po prawej FP/MS – sonda polowa

Unfortunately, the above presented probes are not useful for moisture determination of hard porous media like rocks, stones and most of the building materials. Some moisture determination experiments

made on building materials using typical TDR probes are presented in the following papers [4, 7, 8, 11, 16] and are mostly sacrificed to the light building materials like aerated concrete and show mainly the laboratory experiments. Also, it should be noticed here, that required techniques of samples preparation from the harder materials (drilling) may change their structure and thus their water properties in the area of the sensor sensitivity. All above mentioned inconveniences of the TDR technique regarding to the building materials made it necessary to design and manufacture the surface sensors which make it possible to do moisture measurements also in *in-situ* conditions.

The first ideas of the surface TDR sensor (Fig. 2) appeared about 10 ago in the world's literature [9] and were based on the traditional probes construction with measuring rods covered with especially prepared dielectric materials with the suitable thickness and dielectric parameters. This simply enabled to determine the electric and thus moisture parameters by simple and non invasive method.



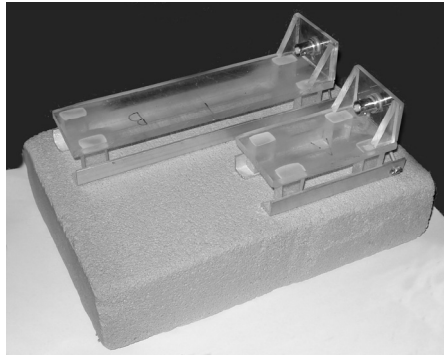
**Fig. 2.** The surface block for TDR moisture estimation proposed by Persson and Berndtsson in [9]

**Rys. 2.** Blok powierzchniowy do oceny wilgotności metodą TDR zaproponowany przez Perssona i Berndtssona w [9]

The idea of the surface TDR probe of hard building materials was presented in the following patent [10] and a similar in construction probe (Fig. 3) was presented in the following paper [20].

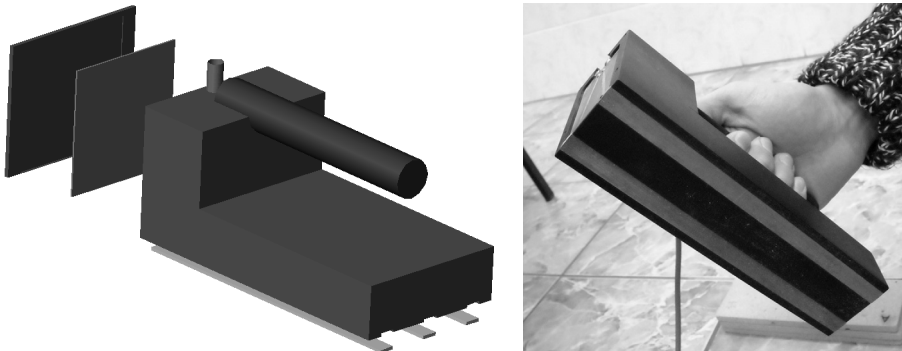
At Lublin University of Technology the prototypes of surface TDR probes have been built [12–15] which differ in construction – measuring rods length and distribution, number of the measuring rods (two and three-rod sensors), the shape of the measuring element (angle

bar, flat bar) and finally the applied material (Plexiglas, polyamide, erthacetal). According to the preliminary experiments it has been established that the most effective solution is a two-rod surface probe with flat bar elements made of erthacetal. Connection between the concentric cable and the measuring elements is provided by the printed circuit board with the simple electronics. Fig. 4 presents the examples of the surface probes manufactured and Lublin University of Technology.



**Fig. 3.** Surface TDR probes for moisture measurements of hard, mainly building materials [10]

**Rys. 3.** Sondy powierzchniowe TDR do pomiarów wilgotności materiałów twardych, głównie budowlanych [10]



**Fig. 4.** Surface TDR probe. Left – three-rod sensor. Right – prototype of the surface TDR two-rod probe, applied in the described in-situ measurements

**Rys. 4.** Powierzchniowe sondy TDR. Po lewej – trój-prętowy czujnik, po prawej – prototyp sondy powierzchniowej TDR dwu-prętowej, stosowany w opisanych pomiarach in-situ

The idea of moisture measurement using the surface sensor is corresponding to the classical, invasive method physical bases. The TDR multimeter generates the electromagnetic impulse to the probe which due to the different electrical parameters of the medium (mainly moisture) propagates with the different velocity. Basing on this velocity changes it is possible to determine the dielectric permittivity and establish material moisture. The difference between the traditional and the surface technique is mainly connected with suitable returning signal echo interpretation. In case of the invasive TDR probes, the returning pulse indicates the real dielectric parameters of the measured medium and in case of the surface measurement, the situation is more complicated – because the electromagnetic pulse propagates along the waveguide with combined dielectric parameters of the environment. Partially it is covered with the dielectric material (ertacetal with the permittivity equal 3.8) and partially with the measured medium with the dielectric permittivity depending on moisture. To estimate the real material moisture it is necessary to separate the all above mentioned values influencing the effective dielectric permittivity of the medium. The most simple, but also the most accurate is the empirical calibration presented in the following literature positions [5, 11, 18].

## **2. Materials and Methods**

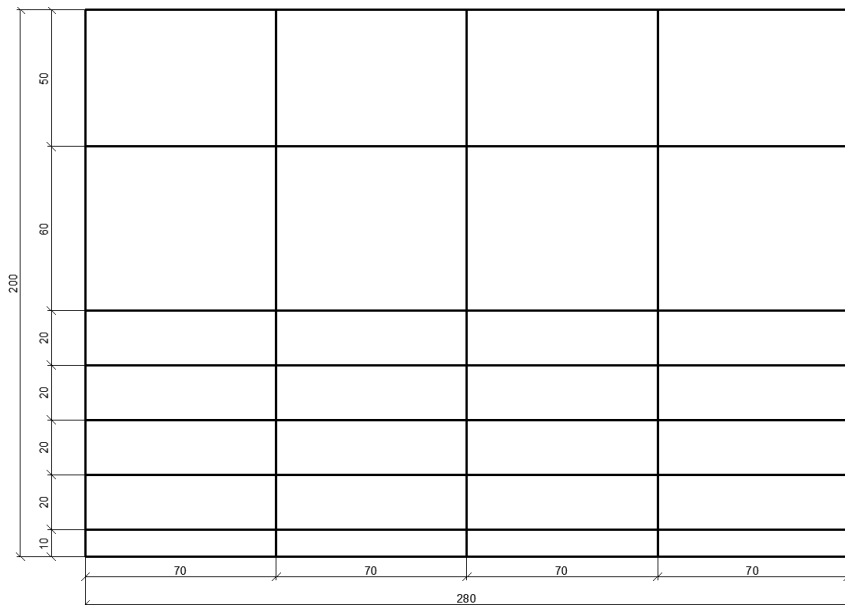
The measurements were conducted in summer 2009 with 7 day intervals between 7<sup>th</sup> and 21<sup>st</sup> August 2009. The measured barrier was the historical object set at the Ku Farze Street, Lublin Old Town. The examined wall is made of red brick, covered with thin layer of cement and sand plaster. Fig. 5 presents the photograph of the barrier with marked measured area. The measurements were repeated three times to show moisture changes of the wall in time. For the determinations it was chosen the part of the wall with the increased water content. The whole measuring surface was 5.6 m<sup>2</sup> (width – 2.8 m, height 2.0 m). A measuring mesh presented on Fig. 6 was separated from the whole wall to present water states in a form of a moisture map. The mesh was consisting of 7 rows and four columns. The column width was constant – 70 cm and the height depended on the initially determined moisture and were varying between 10 cm in the lowest parts of the mesh, and 50 cm in the highest parts of the wall, where moisture was almost constant.





**Fig. 5.** Measured barrier with marked measured area

**Rys. 5.** Badana przegroda z zaznaczonym obszarem pomiaru



**Fig. 6.** Measuring mesh

**Rys. 6.** Siatka pomiarowa

For the experiment the following hardware was applied:

- Mobile Time Domain Reflectometry Multimeter – FOM (Field Operated Multimeter – Easy Test/ Lublin, Poland, Fig. 7) with time rise of the needle pulse 200 [ps],
- PC mobile computer as a control station (communicating with FOM device via RS-232c interface and processing the read information),
- Concentric cable with 50  $\Omega$  impedance connecting the probe with the Multimeter.
- TDR surface probe presented on Fig. 4 (two-rod sensor).



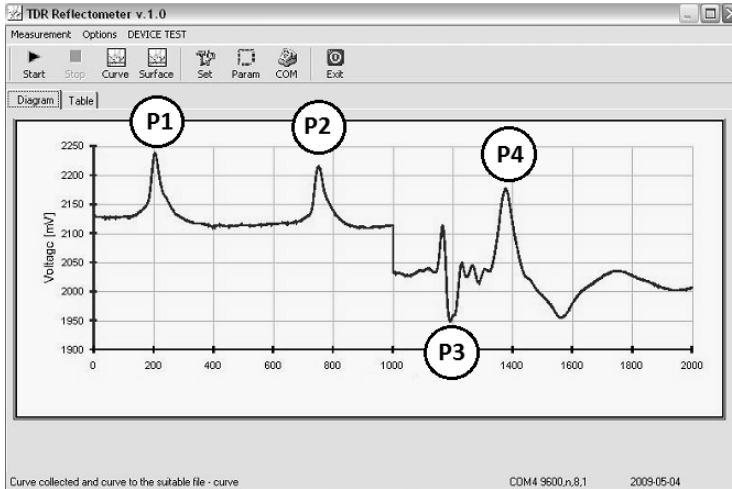
**Fig. 7.** Mobile TDR Multimeter (FOM – Field Operated Multimeter) applied in the presented *in-situ* experiments

**Rys. 7.** Przenośny multimetr TDR (FOM – Field Operated Multimeter) stosowane w prezentowanych badaniach *in-situ*

To control the device and read the obtained data the special software was developed (Fig. 8) which enabled *in-situ* reflectometric measurements using the surface TDR probes. Name of the program was TDR Reflectometer v.1.0 and its interface allowed device control, data readouts and transformation. Also it enabled reflectometric echo interpretation to avoid measurements errors caused by unexpected external factors.

To conduct the measurements, the probe was set at the particular points of the measuring mesh (Fig. 6), precisely with the uniform pressure at the whole surface, trying to avoid any gaps between the measuring elements and the barrier. As a result of the particular measuring step the controlling software was reading the reflectometric curves (Fig. 8)

and recalculating it into the dielectric permittivity and thus moisture at the area of TDR probe influence.



**Fig. 8.** Main window of program for surface TDR probe measurements with the visible reflectogram (also added the peaks valid for reflectometric measurements)

**Rys. 8.** Główne okno programu do pomiarów sondą powierzchniową TDR z widocznym reflektogramem (również dodano piki ważne dla pomiarów reflektometrycznych)

The algorithm which is implemented to the control software covers several stages, which are automated in the program. The first stage is to determine the time of signal propagation [ps] along each particular share of the reflectogram. Depending on the individual features of each device, but also the measurement conditions (for example the temperature), time of the particular share may differ for about several picoseconds. Length of each share, expressed in [ps], the TDR Reflectometer v.1.0 application calculates with the following formula:

$$t_1 = \frac{t_{\text{pattern}}}{p_2 - p_1} \quad (1)$$

where:

$t_1$  – time of the particular share, ps,

- $t_{pattern}$  – time of pulse propagation along the pattern, constant for each Multimeter specimen, ps,  
 $p_1, p_2$  – position of the control peaks determining the beginning and the termination of the pattern.

Peaks marked on Fig. 8 as  $p_3$  and  $p_4$  are significant for the moisture measurement. They are the consequence of the surface TDR probe construction. First, negative peak is the consequence of the current resistor presence, which is applied intentionally to set the constant point of signal interpretation. It should be mentioned here, that there are also TDR surface probes manufactured without this resistor. They are prone to  $p_3$  peak position movement, which may be the reason of significant measurement errors. Application of the resistor reduces the risk of that type of errors. Second peak, determined as  $p_4$  is the base for dielectric permittivity determination of the examined material. Its position along the reflectogram depends on the electromagnetic pulse velocity – dielectric properties of the medium. Time of electromagnetic pulse propagation along the whole probe is determined using the following formula:

$$t_p = (p_4 - p_3) \cdot t_1 \quad (2)$$

where:

- $t_p$  – time of pulse propagation along the surface TDR probe, ps,  
 $p_3, p_4$  – positions of measuring peaks during pulse propagation.

Time of pulse propagation ( $t_p$ ) along the surface TDR probe is not actually the time of propagation along the measuring elements. In real, it is the sum of propagation along the sensor rods and along the printed circuit board. This is constant and specific for any surface probe construction. It can be only determined experimentally for each type of the device. In case of the probe applied in the described experiment the time of signal propagation along the board was 650 [ps], that's why the real time of the TDR pulse propagation along the measuring elements ( $t_{TDR}$ ) can be calculated from the following difference:

$$t_{TDR} = t_p - 650 \quad (3)$$

Presented above electromagnetic pulse propagation along the surface probe rods ( $t_{TDR}$ ) is the base for determination of the dielectric

parameters of the whole medium (effective dielectric permittivity) and thus moisture.

To establish the material moisture using the TDR technique, it is necessary to find the dependence between measured dielectric permittivity and moisture. They mainly depend on the measured medium properties but also on the individual properties of the sensor. They may be determined using physical or empirical models [1, 2, 5, 11, 17, 18, 19]. In case of the probe used for the presented measurements it was applied a formula elaborated in the previous calibration experiment:

$$\theta = -6.6 \cdot 10^{-9} \cdot t_{TDR}^3 + 6.1 \cdot 10^{-5} \cdot t_{TDR}^2 - 0.16 \cdot t_{TDR} + 130 \quad (4)$$

where:

$\theta$  – volumetric moisture of the examined material, %<sub>vol.</sub>

## 4. Results Discussion

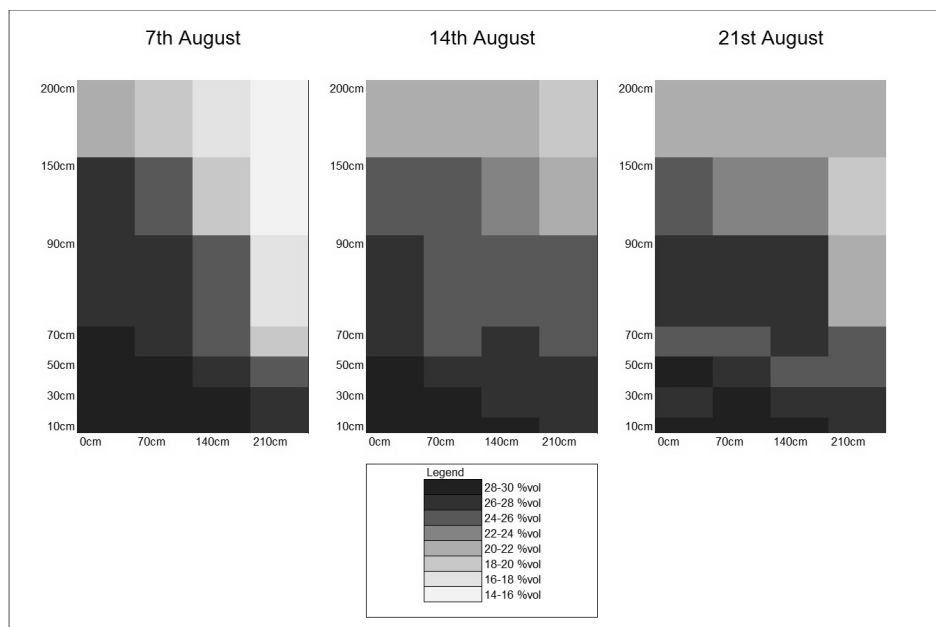
The reflectometric measurements were made on presented on Fig. 5 barrier. Reflectograms analysis was conducted automatically by the TDR Reflectometer v.1.0 (Fig. 8) program with the algorithm presented in the previous chapter. The readouts can be presented in the form of the tables or diagrams. Table 1 presents the example readouts of times of pulse propagation along the rods of the surface sensor in the first measuring period – the 7th August.

**Table 1.** Times of electromagnetic pulse propagation in surface sensor rods read in particular points of the measured brickwork on 7<sup>th</sup> August

**Tabela 1.** Czasy propagacji impulsu elektromagnetycznego w prętach czujników powierzchniowych odczytane w poszczególnych punktach badanego muru 7 sierpnia

Height [cm]	Time of signal propagation [ps]			
	Width [cm]			
	0	70	140	210
200	3311	3257	3147	3032
150	3541	3512	3210	3024
90	3582	3570	3497	3134
70	3654	3582	3511	3457
50	3648	3657	3602	3519
30	3644	3662	3611	3604
10	3687	3667	3679	3601

Obtained results are recalculated into the volumetric moisture and presented graphically on Fig. 9 in the form of moisture maps for three measurement steps (7<sup>th</sup>, 14<sup>th</sup> and 21<sup>st</sup> August 2009). The diagrams are presented with the resolution of 2%<sub>vol</sub>. Generally, the resolution of the obtained results depends on the surface probe construction (length of the measuring rods). In case of the applied probe it is about 0.3%<sub>vol</sub>, but due to the large results dispersion it was better to present the moisture maps with the step of 2%<sub>vol</sub>.



**Fig. 9.** Moisture maps of the examined barrier in three measuring steps  
**Rys. 9.** Mapy wilgotności badanej przegrody w trzech krokach pomiarowych

From the obtained results it can be concluded that the examined barrier is on object with high moisture value, even in hot summer days. In the upper layers, water content is lower, especially on the right side of the barrier, which was exposed on the solar radiation. It was varying between 14 and 16%<sub>vol</sub>. This situation is mostly visible in the first measurement, on 7<sup>th</sup> August. During the periods with smaller solar radiation levels, water content in upper layers was also relatively smaller, but these differences were not so significant. In lower layers of the investigated

barrier, moisture states were the greatest and were reaching about 30%<sub>vol</sub> without any noticeable dependence to weather conditions. Knowing that maximum water content for the red brick is about 35%<sub>vol</sub>, it can be presumed that the whole moisture read by the surface TDR sensor is caused by the ground water and capillary rise phenomenon. It is also confirmed by the moisture distribution in the moisture maps – it consequently decreases from the bottom to the upper layers of the measured barrier in all measuring steps described in the following paper.

## 5. Conclusions

Application of the surface sensors for measurements using the TDR technology, significantly extends the measuring potential of the applied technique. Using the surface probes eliminates the necessity of invasive inserting the measuring rods into the structure of the examined material and enables material destruction.

TDR method enables the accurate volumetric moisture measurements. The resolution of the applied probe is 0.3%<sub>vol</sub>, but it must be underlined here, that the suitable precision should be kept during the experiment – no movement of the sensor and no gaps between the sensor and the material are allowed.

Measurements with the surface TDR sensor confirmed high water content in old historical buildings which is mainly caused by lack of horizontal isolation layers.

Also, it should be underlined here, than non-invasive method character enables quick moisture estimation and may be applied to arrange the moisture maps of the building barriers which may be useful in renovation procedures.

## Acknowledgement

*Research presented in this work was supported by the Ministry of Science and Higher Education of Poland, Nr: 4952/B/T02/2008/34.*

## References

1. **Birchak J.R., Gardner C.G., Hipp J.E., Victor J.M.:** *High dielectric constant microwave probes for sensing soil moisture.* Proc. IEEE, 62, Vol. 1, 93–98 (1974).
2. **De Loor G.P.:** *Dielectric properties of heterogeneous mixtures containing water.* J. Microwave Power, 3, Vol. 2, 67–73 (1968).
3. **Dylał M., Bień M.:** *Negatywne zjawiska związane z obecnością grzybów w pomieszczeniach zamkniętych.* Mikol. Lek., 13, Vol. 1, 49–54 (2006).
4. **Hansen E.J., Hansen M.H.:** *TDR measurement of moisture content in aerated concrete.* Building Physics, 6-th Nordic Symposium, 381–388 (2002).
5. **Malicki M.A., Plagge R., Roth C.H.:** *Improving the Calibration of Dielectric TDR Soil Moisture Determination Taking Into Account the Solid Soil.* Eur. J. Soil Sci., 47, Vol. 3, 357–366 (1996).
6. **Noborio K., Horton, R., Tan, C.S.:** *Time Domain Reflectometry Probe for Simultaneous Measurement of Soil Matric Potential and Water Content.* Soil Science Society of America Journal, 63, 1500–1505 (1999).
7. **Pavlik Z., Jirickova M., Cerny R., Sobczuk H., Suchorab Z.:** *Determination of Moisture Diffusivity using the Time Domain Reflectometry (TDR) Method.* Journal of Building Physics, 1, Vol. 30, 59–70 (2006).
8. **Pavlik Z., Pavliková M., Fiala L., Černý R., Sobczuk H., Suchorab Z.:** *of Time-Domain Reflectometry Method for Measuring Moisture Content in Porous Building Materials.* Trends in Applied Sciences Research, 3, Vol. 2, 188–200 (2007).
9. **Perrson M., Berndtsson R.:** *Noninvasive Water Content and Electrical Conductivity Laboratory Measurements using Time Domain Reflectometry.* Soil Sci. Soc. Am. J., 62, 1471–1476 (1998).
10. **Sobczuk H.:** *Sonda do pomiaru wilgotności ośrodków porowatych, zwłaszcza materiałów budowlanych.* Patent nr 198492 B1 z dnia 30.06.2008.
11. **Sobczuk H., Suchorab Z.:** *Calibration of TDR Instruments for Moisture Measurement of Serated Concrete.* Monitoring And Modelling the Properties of Soil as Porous Medium. Institute of Agrophysics, Polish Academy of Sciences, Lublin, 156–165 (2005).
12. **Suchorab Z., Barnat-Hunek D., Sobczuk H.:** *Zastosowanie powierzchniowej sondy TDR do bezinwazyjnych pomiarów wilgotności materiałów budowlanych.* Materiały Budowlane, Wydawnictwa Uczelniane Uniwersytetu Technologiczno-Przyrodniczego w Bydgoszczy, 65–74 (2009).
13. **Suchorab Z., Jedut A., Sobczuk H.:** *Water content measurement in building barriers and materials using surface TDR probe.* ECOpole'07, Jamrozowa Polana, 18-20 X 2007, Towarzystwo Chemii I Inżynierii Ekologicznej, Proceedings ECOpole, 1, Vol. 2, 123–126 (2008).



14. **Suchorab Z., Sobczuk H., Cerny R., Pavlik Z., Plagge R.:** *Noninvasive moisture measurement of building materials using TDR method.* Proceedings of the 8th International Conference on Electromagnetic Wave Interaction with Water and Moist Substances (ISEMA 2009) June 1–5, Espoo, Finland, 147–155 (2009).
15. **Suchorab Z., Sobczuk H., Černý R., Pavlík Z., Sevillano de Miguel R.:** *Sensitivity range determination of surface TDR probes,* Environmental Protection Engineering, 3, Vol. 35, 179–189 (2009).
16. **Suchorab Z., Sobczuk H., Łagód G., Pavlik Z., Cerny R.:** *Zastosowanie metody TDR do pomiaru wilgotności materiałów budowlanych.* Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, Vol. 33, 1063–1070 (2005).
17. **Tinga W.R., Voss W.A.G., Blossey D.F.:** *Generalized approach to multiphase dielectric mixture theory.* J. Appl. Phys., 44, 3897–3902 (1973).
18. **Topp G.C., Davis J.L., Annan A.P.:** *Electromagnetic determination of soil water content: Measurements in coaxial transmission lines.* Water Resour. Res., 16, 574–582 (1980).
19. **Whalley W.R.:** *Consideration on the use of Time Domain Reflectometry (TDR) for measuring soil water content.* J. Soil Sci., 44, 1–9 (1993).
20. **Wraith J.M., Robinson D.A., Jones S.B., Long D.S.:** *Spatially characterizing apparent electrical conductivity and water content of surface soils with time domain reflectometry.* Computers and Electronics in Agriculture, 46, 239–261 (2005).

## **Pomiary wilgotności *in-situ* przy zastosowaniu powierzchniowych sond TDR**

### **Streszczenie**

Zjawisko zawilgocenia przegród budowlanych jest znane w zasadzie wszystkim użytkownikom obiektów budowlanych. Występowanie tego zjawiska jest praktycznie nie uniknione w warunkach klimatycznych w jakich znajduje się Polska. Jego zrównoważona obecność polegająca na ciągłym pochłanianiu wilgoci i jej odparowywaniu jest jak całkowicie akceptowalna. Szkodliwym jest natomiast zjawisko nadmiernej zawartości wilgoci, które może być wywołane wieloma czynnikami do których zaliczamy kondensację pary wodnej wewnątrz przegrody, podciąganie kapilarne wód gruntowych, wody rozbryzgowe z deszczy, wody powodziowe czy też awarie instalacji sanitarnych. Zjawisko powyższe jest niekorzystne z punktu widzenia budowli i jest czynnikiem ograniczającym funkcjonalność obiektu zarówno ze względów konstrukcyjnych, jak i higieniczno-sanitarnych.

Problem nadmiernej zawartości wody w murach jest szczególnie widoczny w budynkach historycznych wznoszonych bez zastosowania właściwych izolacji poziomych. Wówczas woda gruntowa posiada nieograniczony dostęp do fundamentów budynku, a następnie przy udziale sił kapilarnych do wnętrza murów. Nadmierna ilość wody w zewnętrznych przegrodach budowlanych prowadzi do zniszczenia struktury materiału poprzez wielokrotne procesy zamarzania i rozmarzania w okresie zimowym, rozkład drewna, przyspieszoną korozję stalowych elementów zbrojeniowych oraz krystalizacja soli rozpuszczonych w transportowanej wodzie. Istotnym problemem jest również fakt, że woda pośrednio negatywnie oddziałuje na środowisko wewnętrzne pomieszczeń, przyczyniając się tym samym do rozwoju szkodliwych mikroorganizmów oraz grzybów pleśniowych. Może w konsekwencji przyczyniać się do chorób dróg oddechowych, infekcji, alergii oraz podrażnień oczu i skóry. Przedstawione powyżej negatywne skutki obecności wody w przegrodach budowlanych są podstawą do rozwoju i ciągłego opracowywania i udoskonalania technik detekcji wilgoci w przegrodach budowlanych.

W niniejszym artykule przedstawiono możliwość przeprowadzenia badań *in-situ* przy zastosowaniu techniki pomiarowej TDR (Time Domain Reflectometry). Technika ta od wielu lat stosowana była do pomiarów wilgotności ośrodków gruntowych. Od początku XXI wieku trwały prace nad zastosowaniem techniki TDR do oceny zawilgocenia twardszych od gruntu materiałów i przegród budowlanych. Jednak inwazyjny charakter metody w większości przypadków uniemożliwiał jej praktyczne wykorzystanie lub był przyczyną wielu problemów technicznych.

W ramach części badawczej artykułu przedstawiono pomiary wilgotności muru z cegły ceramicznej pełnej pokrytej warstwą tynku wapienno-piaskowego. Badany obiekt znajduje się na Lubelskiej starówce i jest to ściana bramy przy ul. Ku Farze. Jest to przegroda dotknięta zjawiskiem podciągania kapilarnego wynikającego z braku właściwych izolacji poziomych. Badania przeprowadzono w trzech terminach pomiarowych przy pomocy opracowanych na Politechnice Lubelskiej sond powierzchniowych TDR, umożliwiających bezinwazyjne pomiary wilgotności. W celu wykonania pomiarów, badaną przegrodę podzielono na charakterystyczne fragmenty tworzące siatkę pomiarową o określonych wymiarach. W trakcie eksperymentu w charakterystycznych punktach przegrody umieszczano czujnik i odczytywano parametry dielektryczne ośrodka, automatycznie przeliczając je na wilgotność objętościową. Wyniki przeprowadzonych badań naniesiono na siatkę pomiarów różnicując je kolorami w zależności od odczytanej wilgotności. Rezultatem powyższych zabiegów było uzyskanie tzw. map wilgotności przegrody budowlanej w trzech różnych terminach pomiarowych. Przedstawione w artykule mapy wilgotności potwier-

dzają fakt podwyższonej wilgotności przegrody i jednocześnie pozwalają na ukazanie jego rozkładu w pionie oraz poziomie. Przeprowadzone badania wyraźnie ukazują, że badana przegroda wykazuje nadmierną wilgotność w swych dolnych partiach, natomiast wyższe partie są nieco mniej wilgotne. Świadczy to o tym, że przyczyną nadmiernego zawilgocenia są wody gruntowe podciągane kapilarnie do wewnątrz struktury materiału.

Wyniki badań przedstawione w artykule dowodzą skuteczności rozwijanych powierzchniowych sond TDR do bezinwazyjnego pomiaru wilgotności materiałów i przegród budowlanych oraz wskazują na przyczyny tego zjawiska w obiektach rzeczywistych.



# Evaluation of Water Needs of Plants Estimation Basing on Meteorological Measurements

*Marek Kiedrowicz, Krzysztof Rokosz  
Koszalin University of Technology, Poland*

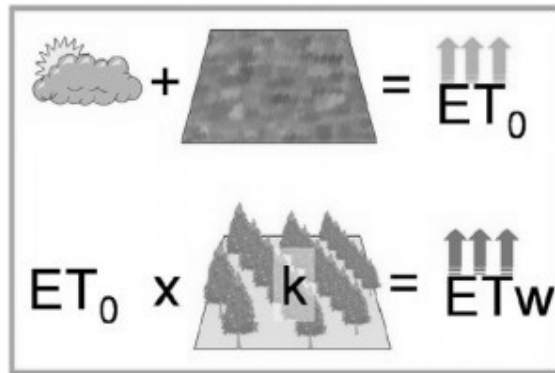
*Zuzana Palková  
Slovak University of Agriculture, Nitra, Slovakia*

*Jan Valíček  
Vysoka Skola Baňska Ostrava, Czeska Republika*

## 1. Introduction

Increasing the efficient use of water for irrigation is introduction to the practice of accurate methods of determining the needs of aquatic plants. Deadline for irrigation of plants can be determined by plant criteria [8, 9], soil [10] or climate [13]. The criterion is climate based on the assumption that the consumption of water by plants is determined mainly the course of weather and crop development phase [12, 15]. The development of theoretical about the impact of climatic conditions on pairing introduced in 1948 Thornthwaite. Doorenbos and Pruitt [4] provide a definition of potential evapotranspiration ( $ETP$ ) as the pairing with a large green, completely shading the soil surface canopy grass (height 8–15 cm), without encountering the difficulties in collecting water. So presented a definition not only allows to calculate the  $ETP$  on the basis of physical parameters, but it can also be measured in the lysimeters [5] or by ewaporometrs [18]. Is now becoming increasingly popular use of the term reference evapotranspiration ( $ET_0$ ). Defines the reference evapotranspiration ability of the atmosphere to cause evaporation of water from the surface covered plants regardless of their type and level of soil moisture. Factors affecting the height of the meteorological conditions  $ET_0$ : radiation solar, air temperature, humidity and lack speed wind [11]. Cur-

rently, the world over as the main criteria are adopted irrigation forecasting, meteorological data on the basis of which is calculated evapotranspiration [3, 14, 17]. Water needs of specific species of plants (evapotranspiration indicator –  $ET_w$ ) gardening and agricultural areas are determined by multiplying the values of evapotranspiration potential or by specific reference to a particular species product and its development phase coefficient  $k$  [2] by the formula (Fig. 1).



**Fig. 1.** Evapotranspiration indicator

**Rys. 1.** Wskaźnik ewotranspiracji

Hence, a lot of models to determine evapotranspiration [2, 6, 7, 11]. Organization of the United Nations Food and Agriculture Organization (FAO), recommended for the determination of reference evapotranspiration Penman-Monteith model [1, 16]. This model requires a complete meteorological data, which hinders its widespread use. The development of electronics has allowed the introduction to the practice of meteorological stations, which automatically determine the value of  $ET_0$ . Unfortunately, due to the relatively high price of these devices are not yet widely used. Therefore it is important that in our climatic conditions to verify the models allowing the estimation of evapotranspiration with limited access to meteorological data. Model developed by Hargrevesa [7] is a significant simplification of Penman model. His appointment is needed only measurements of maximum and minimum air temperatures and the data on solar radiation reaching the Earth's atmosphere ( $R_a$ ).  $R_a$  is constant for a particular time and place on earth, because these values do not

measure – data read from the tables. To determine  $ET_0$  are required only on measurements of daily maximum and minimum air temperature ( $T_{max}$  and  $T_{min}$ ). Based on measurements of  $T_{max}$  and  $T_{min}$  is calculated in average air temperature. The daily radiation reaching the earth is estimated based on the value of  $R_a$ , and the difference between maximum and minimum daily air temperature.

The aim of the study was to assess the possibility of estimating  $ET_0$  based on a simple mathematical model Hargrevesa, taking into account only the basic meteorological measurements for the standard, according to FAO, Penman-Monteith model.

## 2. Materials and methods

Meteorological measurements were carried out using two automatic weather stations in the period April–September 2011 (Tab. 1).

**Table 1.** Location of the meteorological stations

**Tabela 1.** Lokalizacja stacji meteorologicznych

Location Lokalizacja	Longitude Długość geograficzna	Latitude Szerokość geograficzna	Height above sea level Wysokość nad poziomem morza [m]
Ivanka pri Dunaji	48° 20'	17° 20'	133
Warszaw	52° 20'	21° 00'	107

To determine the reference evapotranspiration, the following calculation models First FAO 56 Penman-Monteitha –  $ET_0$  (PM) – requires a complete meteorological data (1)

$$ET_0 = \frac{0.408 \cdot \Delta \cdot (R_N - G) + \gamma \cdot \frac{900}{T + 273} \cdot u_2 \cdot (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma \cdot (1 + 0.34 \cdot u_2)} \quad (1)$$

$R_N$  – rays (radiation) [ $\text{MJ m}^{-2} \text{day}^{-1}$ ],

$G$  – the soil heat flux density [ $\text{MJ m}^{-2} \text{day}^{-1}$ ],

$T$  – the average daily temperature measured at a height of 2 m [ $^{\circ}\text{C}$ ],

$u_2$  – wind speed at a height of 2 m [ $\text{m s}^{-1}$ ],

$e_s$  – saturated vapor pressure [kPa],

$e_a$  – current vapor pressure [kPa],  
 $(e_s - e_a)$  – water vapor pressure deficit [kPa],  
 $D$  – slope saturated vapor pressure [kPa °C<sup>-1</sup>],  
 $g$  – constant psychrometers [kPa °C<sup>-1</sup>].

$ET_0$  value for each day automatically determined the meteorological stations.

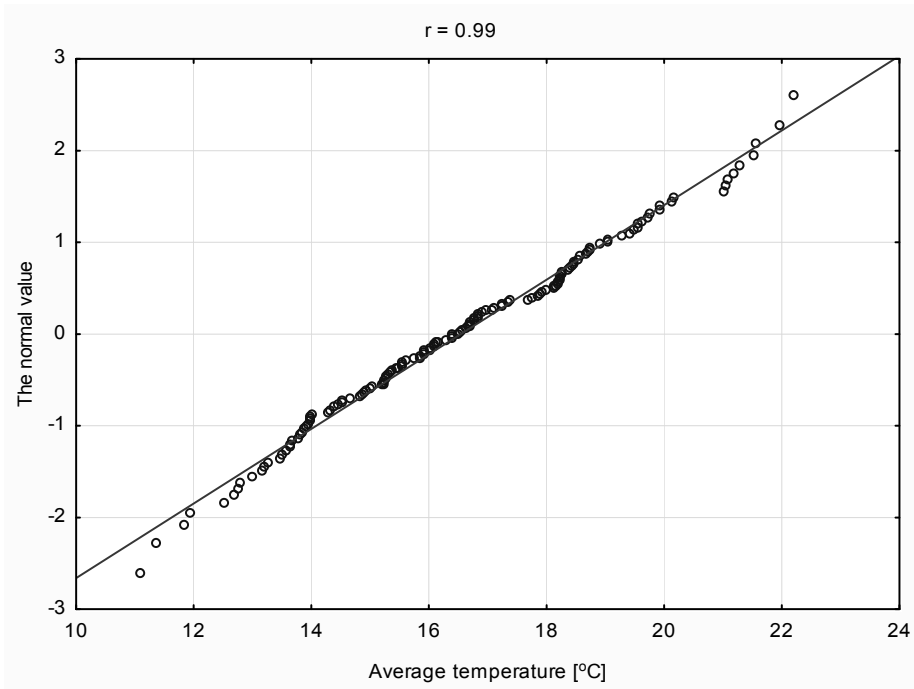
Hargreaves Model ( $H$ )

$$ET_0 = HC \cdot Ra \cdot (T_{\max} - T_{\min})^{HE} \cdot \left( \frac{T_{\max} - T_{\min}}{2} + HT \right) \quad (2)$$

$HC$  – author's empirical coefficient = 0.0023,  
 $Ra$  – radiation above the atmosphere (mm day<sup>-1</sup>),  
 $T_{\max}$  – maximum temperature (°C),  
 $T_{\min}$  – minimum temperature (°C),  
 $HE$  – author of the empirical coefficient = 0.5,  
 $HT$  – author of the empirical coefficient = 17.8.

### 3. Results and discussion

Automatic weather stations perform measurements with a predetermined frequency is usually every 10 to 60 minutes. On the basis of individual measurements for each of the periods determined parameters are the minimum, maximum and average. Automatic stations so determine the daily average temperature of several measurements from 144, when we measured every 10 minutes, and 24, when we do it in 1 hour. In the absence of virtually automatic station is not possible to observe with such a high frequency. In determining the model developed by Hargreaves  $ET_0$  average daily temperature is calculated based on the average only two measurements – the maximum and minimum. The values obtained are deposited on the vertical axis of the graph (normal value). If the observations are normally distributed, it received points should form approximately a straight line (Fig. 2).



**Fig. 2.** The relationship between daily average temperatures and normal value  
**Rys. 2.** Zależność pomiędzy średnimi temperaturami dobowymi a wartością normalną

Comparison of monthly average temperature (for the test run period) determined on the basis of daily averages also showed a high consistency of results (Tab. 2).

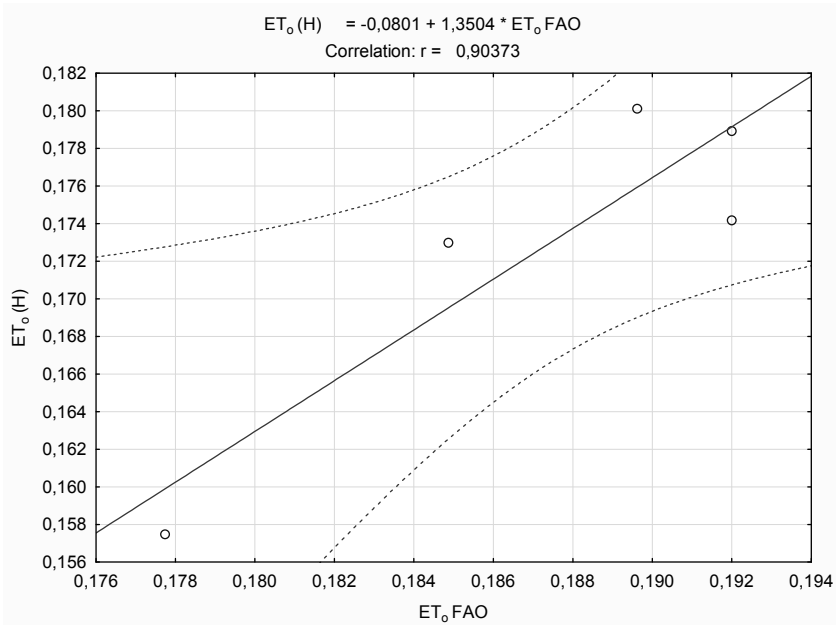
The analysis confirmed the high usefulness of determining the average daily temperature on the basis of the designation of the average of the maximum and minimum air temperature. To determine the average daily temperature of just maximum-minimum thermometer, and the measurement can be carried out only once a day.

Correlation analysis demonstrated a high level of dependence between the values of  $ET_0$  designated by the reference and calculated on the basis of a simplified model (Fig. 3).  $ET_0$  values obtained from the model of the  $PM$  and  $H$  significantly differed among themselves.  $ET_0$  levels determined by the formula by the formula Hargreaves are higher than the set reference model (Fig. 3 and 4).



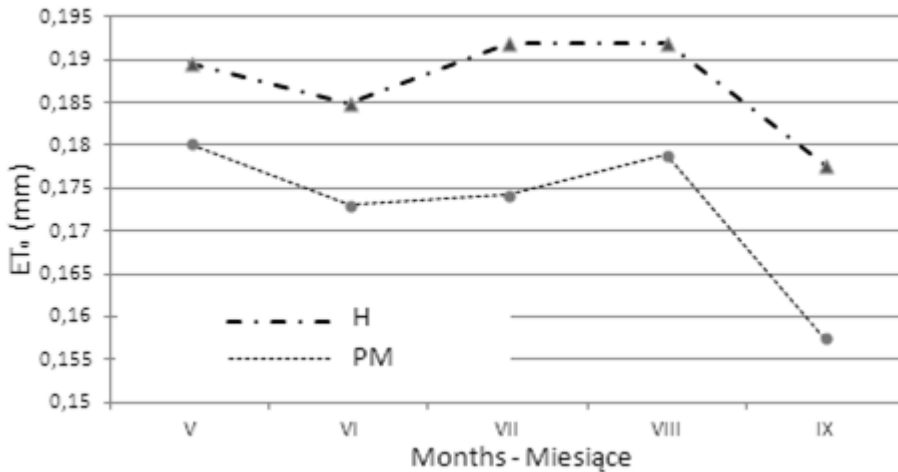
**Table 2** Average monthly air temperatures**Tabela 2** Średnie miesięczne temperatury powietrza

Month Miesiąc	T average T średnia [°C]	$(T_{max}+T_{min})/2$ [°C]	Difference Różnica [°C]
V	14,6	13,7	0,9
VI	17,6	16,6	1,0
VII	19,5	18,2	1,3
VIII	19,2	17,8	1,4
IX	14,7	13,2	1,5

**Fig. 3.** Correlation between ( $ET_0$ ) worked out according to FAO's Penman-Monteith formula and the simplified models of Hargreaves  $ET_0(H)$ **Rys. 3.** Korelacja pomiędzy ewapotranspiracją referencyjną wyznaczoną wg wzoru FAO Penmana-Monteitha a modelem Hargreavesa  $ET_0(H)$ .

We conclude that the Hargreaves model is relatively simple, and using a spreadsheet should not be difficult to compute. It can be used in individual farms or even in local websites. Still open is the issue whether

the standard model by FAO in our climatic conditions correctly describes the reference evapotranspiration. Terms of Polish and Slovak regions in comparison with which to determine the water needs of plants is used Penman-Monteith model are characterized by relatively high humidity and high frequency periods of rainfall. Data obtained on the basis of the calculation model should be verified with measurements lysimeters, and as necessary to carry out correction of simplified models they contain empirical coefficients.



**Fig. 4.** Average monthly values of  $ET_0$  determined with various models: FAO's Penman-Monteith formula and the simplified models of Hargreaves  $ET_0$  (H)

**Rys. 4.** Średnie dla poszczególnych miesięcy wartości  $ET_0$  wyznaczone za pomocą różnych modeli matematycznych, FAO Penmana-Monteitha  $ET_0$  (PM) i Hargreavesa  $ET_0$  (H)

#### 4. Conclusions

1. On the basis of the assessment can be concluded that the Polish climatic conditions and Slovakia in the case of limited availability of meteorological data to determine the reference evapotranspiration calculation model can be used Hargreaves.
2. Introduction to the practice of Penman-Monteith model requires prior verification of the coefficients used there.

## References

1. **Allen R.G.:** *Penman for all seasons*. Proc. ASCE, J. Irrigation and Drainage Eng. 112, 348–368 (1986).
2. **Allen R.G.:** *New approaches to estimating crop evapotranspiration*. Acta Hort. 335, 287–294 (1993).
3. **Allen R.G., Smith M., Pereira L.S., Pruitt W.O.:** *Proposed revision to the FAO procedure for estimating crop water requirements*. Proc. 2nd Int. Sym. on Irrigation of Hort. Crops. Acta Hort. 449 (1), 17–33 (1996).
4. **Doorenbos J., Pruitt W.O.:** *Guidelines for predicting crop water requirements*. FAO Irrigation and Drainage Paper 24. 1977.
5. **Castel J.R.:** *Evapotranspiration of a drip-irrigated clementine citrus tree in a weighing lysimeter*. Proc. 2nd Int. Sym. on Irrigation of Hort. Crops. Acta Hort. 449 (1), 91–98 (1996).
6. **Gocic M., Trajkovic S.:** *Software for estimating reference evapotranspiration using limited weather data*. Comput. Electron. Agric. (praca w druku), 2010.
7. **Hargreaves G.H., Samani Z.A.:** *Reference crop evapotranspiration from temperature*. Appl. Eng. Agric. 1, 96–99 (1985).
8. **Jones H.G., Aikma D., McBurney T.A.:** *Improvements to infra-red thermometry for irrigation scheduling in humid climates*. Proc. 2nd Int. Sym. on Irrigation of Hort. Crops. Acta Hort. 449(1), 259–265 (1996).
9. **Michelakis N.:** *Daily system radius variations as indicators to optimize olive tree irrigation scheduling*. Proc. 2nd Int. Sym. on Irrigation of Hort. Crops. Acta Hort. 1, 297–304 (1996).
10. **Novak V., Hurtalova T., Matejka F.:** *Predicting the effects of soil water content and soil water potential on transpiration of maize*. Agricultural Water Management. Volume 76, Issue 3, 211–223 (2005).
11. **Sentelhas P.C., Gillespie T.J., Santos E.A.:** *Evaluation of FAO Penman Monteith and alternative methods for estimating reference evapotranspiration with missing data in Southern Ontario, Canada*. Agricultural Water Management 97, 635–644 (2010).
12. **Ley T.W., Hill R.W., Jansen D.T.:** *Errors in Penman-Wright alfalfa reference evapotranspiration estimates: I. Model sensitivity analyses*. Transactions of the ASAE, 37(6), 1853–1861 (1994).
13. **Thorntwaite C.W.:** *An approach toward a rational classification of climate*. Geographical Rev. 38, 55–94 (1948).
14. **Treder W., Konopacki P.:** *Możliwości określania ewapotranspiracji potencjalnej za pomocą ewaporometrów ClassA pan i Pische'a*. Zesz. Nauk. Inst. Sadow. Kwiac. 12, 95–102 (2004).

15. **Treder W., Klamkowski K.:** *Ocena przydatności sond drenażu glebowego do prowadzenia diagnostyki nawadniania i fertygacji roślin sadowniczych.* Zesz. Nauk. Inst. Sadow. Kwiac. 16, 192–200 (2008).
16. **Widmoser P.:** *A discussion on and alternative to the Penman-Monteith equation.* Agr. Water Manag. 96, 711–721 (2009).
17. **Xing Z., Chow L., Meng F.R., Res H.W., Stevens L., Monteith L.:** *Validating evapotranspiration equations using Bowen Ratio in New Brunswick.* Maritime Canada. Sensors 8, 412–428 (2008).
18. [www.doradztwosadownicze.pl/?p=1103](http://www.doradztwosadownicze.pl/?p=1103)

## **Ocena szacowania potrzeb wodnych roślin na podstawie pomiarów meteorologicznych**

### **Streszczenie**

Na podstawie pomiarów zarejestrowanych przez dwie automatyczne stacje meteorologiczne, położone w Polsce i na Słowacji została obliczona ewapotranspiracja ( $ET_0$ ) według wzoru opracowanego przez Hargreavesa. Uzyskane wyniki porównano ze wzorem odniesienia zalecanego przez FAO, która przyjęła wzór Penmana-Monteitha (PM). Wysoka korelacja pomiędzy modelem odniesienia a wzorem uproszczonym Hargreavesa została pokazana. Różnice dotyczą poziomu ewapotranspiracji opracowanych na podstawie wzorów. Model Hargreavesa daje wyższą wartość w porównaniu z formułą PM.

W celu zastosowania modelu Penmana-Monteitha w praktyce potrzebne jest wiele parametrów meteorologicznych które są wymagane. Brak dostępu do szczegółowych danych meteorologicznych jest poważnym ograniczeniem. Metoda Hargreavesa może być używana, ale wymaga ona dalszych badań w zarówno w naszych jak i zagranicznych warunkach weryfikacji o czynniki empiryczne.



## **Lublin Experience with Co-incineration of Municipal Solid Wastes in Cement Industry**

*Yucheng Cao*

*Zhejiang Agriculture and Forestry University, Hangzhou, China*

*Lucjan Pawłowski*

*Lublin University of Technology, Poland*

### **1. Introduction**

The flagship initiative for a resource-efficient Europe under the Europe 2020 strategy supports the shift towards a resource-efficient, low-carbon economy to achieve sustainable growth. It is strategy for all EU policies which sets out how we can meet the needs of present generations without compromising the ability of future generations to meet their needs.

There is no simple answer to question how sustainable is the method applied because the sustainability relates to all aspects of human activity. In according to Pawłowski [23] analysis of sustainability should take into account its multi-dimensional nature from supply of raw materials to interpersonal relations.

One of the most important issue is climate change [17] bound to clean energy [4, 9, 12].

Equally important are economical [12, 13, 18, 22, 25, 35], environmental [15, 19, 24, 27], social [3, 30, 33, 34] and even philosophical, mainly ethical aspects [2, 5, 7, 11, 14, 15, 20, 21, 24, 26, 34].

In all of these areas one can observe tensions created by the unsustainable development paths in the present world. The almost geometric growth of our technical abilities to change the world leaves behind the development of social sciences which would allow the question of what values these changes serve to be answered. The fact that resources are becoming less and less available makes it all the more serious. A lot has been said and written in recent years about climate change, but much less about

the fact that the main source of anthropogenic carbon dioxide emission into the atmosphere, i.e. the burning of fossil fuels is associated with the depletion of fossil fuel resources. For the world, the consequences of energy shortage could be much more severe than the greenhouse effect.

Current estimates indicate that, at the current level of consumption, there is enough oil left for about 40–50 years, natural gas for 60–70 years and coal for about 140–150 years. This shows that the two main primary energy sources necessary to uphold human civilization will be exhausted within a single generation. Even if we assume a large error in the estimates, one must accept that a major crisis will occur in accessing conventional energy sources within a short time, measured in decades. This means that one of the cardinal rules of sustainable development, namely intergenerational justice, is at stake. The present generation seems to live at the expense of future generations. Moreover, the second rule of sustainable development, justice within generations, is not respected either. Nowadays the development path of our civilization makes the crisis even deeper. Following the fall of socialism, liberal capitalism, with its chief paradigm of grow-or-die became the leading socio-economic system [6]. As a consequence, the consumption of all environmental components increased, including that of non-renewable resources. The phenomenon is accompanied by the global concentration of economic power, associated with numerous ties to political influence. Appealing to ruthless competition, with disregard to cooperation, it has a disintegrating influence on social bonds and creates an atmosphere, which favors the struggle for dominance, especially economic dominance, associated with political power. Fotopolous [6] claims that the economic and political elite, with strong internal bonds, alienates itself from the rest of society to the extent where ordinary people have little or no influence on social and economic processes.

As Hart [10] indicates, in 1960 the wealthiest 20% of the population owned 30 times as much wealth as the poorest 20%, whereas this ratio reached 60 in 1991 and 78 in 2004. A UNDP report [29] provides information which tells us that the annual income of the 500 richest people in the world is equal to that of the 400 million impoverished people; Kofi Annan [1], Secretary-General of the UN, stated that almost half of the population has an income of less than \$2 a day. All the above clearly point out that the development of modern civilization is highly unsustainable. In reference to the term "humanity's ecological footprint",

which sets the smallest area of the Earth's surface necessary for the human population to survive [31], it has been proven [8] that our planet's capacity to sustain our population was exceeded in approximately 1986. This means that the present course of development of human civilization actually makes any reduction in poverty impossible as there is no surplus of resources. In this case stopping the excessive consumption in wealthy societies becomes a vital issue [16, 25, 28]. That consumption results not only from the essential needs but also from artificial needs created by advertising. Advertising largely creates an ever increasing demand for a number of goods that do not actually improve the quality of life. It is derived from the rule grow-or-die, which is deep-rooted in modern liberal capitalism and mainly concerns organizations, which gives rise to ever bigger international corporations. In order to grow, they need to increase demand for products, whose percentage profit enhances further growth. This means that in order to sustain growth, which is the essence of the currently dominant socio-economic system, it is crucial to create a self-generating consumption rate, which not only provides a high standard of living in developed societies, but even, via advertising, starts to produce demand for numerous gadgets which have no actual impact on the quality of a human life [16, 33]. Such a situation is reflected in the way development is measured using Gross National Product (GNP). It grows with the movement of goods and, as such, gives a very inadequate picture of the situation of societies, i.e. it does not include degradation in the quality of human life.

## **2. The Problem of Waste Management**

At every stage of resource consumption: mining, processing and use, part of the resource becomes waste. Growth in wastes is one of the major problems of the present world, not only because part of the resources are wasted but also their transportation negatively affect the quality of the environment through degradation of the planet's surface, polluting water, air and even contributing to climate warming through the emission of greenhouse gases from landfills.

The Waste Framework Directive (2008/98/EC) is the primary legislation regarding waste management in the 27 European Member States (EU 27). One of the key provisions made in the 2008 directive was the expansion of the waste hierarchy from a three-stage hierarchy into a five-

stage one. Prevention is prioritized above reuse, recycling, other recovery e.g. energy recovery and disposal.

One of the easiest ways to recycle is the waste-to-energy approach.

In EU27 the total energy produced from waste accounts for 26 billion KWh of electricity (used by 12 million inhabitants) and 65 billion KWh of heat (enough heat for 11 million inhabitants).

However, incinerating municipal solid waste also has a negative effect. The installation is expensive and substantial amounts of secondary hazardous residues are produced such as ash and dust. More economically attractive and environmentally friendly, is the use of the segregated part of municipal solid wastes as an alternative fuel in cement production.

The combustion of wastes in a cement kiln is a very attractive available option. In this case, the energy recovered is used for the production of clinker, thereby reducing the consumption of culm. In addition, it neutralizes the products of incineration, which are the ashes permanently sintered into the structure of the clinker, as well as the acidic components (SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, HCl and HF) of the combustion gases, which react with the alkaline particulates and are retained in the electro-filters.

An example of such an approach is Lublin's municipal solid waste management in Poland.

### **3. The Management of Municipal Solid Waste in Lublin**

Lublin has a population of 348,450 inhabitants, who produce 136,052 tonnes of municipal solid wastes i.e. 390 kg per person (the average is 316 kg per person in Poland and 513 kg per person in the European Union).

To enhance the segregation of the municipal solid wastes by individuals in residential areas containing detached houses, residents were asked to separate out only the so called dry fraction (paper, glass, metal, wood, plastic) and bags of this fraction is collected weekly free of charge. The remaining fractions are accumulated in special containers and also collected weekly, but residents are charged for these wastes depending on the size of the container. The fee from the smallest capacity to the largest is: 16.50 PLN for 120 litres, 24.20 PLN for 240 litres and 806.25 PLN for a 15 m<sup>3</sup> container (1 PLN = 0.40 USD). This system works pretty well.



In the case of flats where about 80% of Lublin's population live the situation is more complicated. They deposit mixed municipal solid wastes in collective containers.

The City Council also deploys tanks for the various types of waste such as glass, paper, medicine, electronics but only a small fraction of these are deposited in these containers. Most are deposited as a common trash mixture. The mixed wastes are collected and sent to the segregation plant, where they are segregated into three fractions:

- combustible – paper, wood, plastic, organic residues and food residues,
- metals,
- during summer, grass and other green garden wastes are segregated and used in the production of compost.
- the remaining residue is deposited in landfill sites.

The combustible fraction, amounting to 44,084 tonnes, is broken up and used as fuel in cement production. Its calorific value varies between 17–18 Mg/kg, so the total recovered energy is between 0.75–0.79 PJ with an average of 0.77 PJ, equivalent to 35,066 tonnes of culm. The cement plant pays 50 PLN per tonne of municipal solid waste, so the profit for Lublin's municipality is 2.204 million PLN, whilst the profit for the cement plant is much higher at about 5.51 million PLN.

However, what is most important is that 32.5% of Lublin's municipal solid wastes are incinerated without producing any secondary wastes.

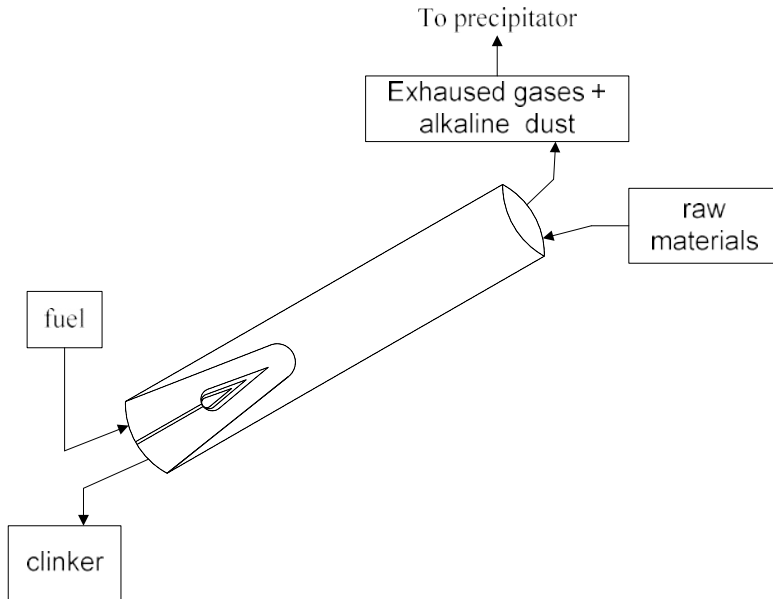
#### **4. The Performance of a Cement Kiln**

Figure 1 shows the flowsheet for the production of clinker. Fuel is introduced into the rotary kiln from the lower, so-called “hot” end, most often in the form of culm. At the most elevated, upper end, raw material is introduced in the form of a mixture containing marl and limestone, with a certain amount of iron oxides compounds.

As this mixture passes through successive temperature zones it undergoes a number of transformations, the most important of which are:

- Calcination at a temperature of 850°C as it passes through successive temperature zones. The most important of these are the breakdown of limestone with the production of CaO and large amounts of CO<sub>2</sub>

- Sintering at temperatures in the range 1400–1500°C during which the following oxides  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ,  $\text{CaO}$ ,  $\text{SiO}_2$  and  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  react to form what is known as clinker.



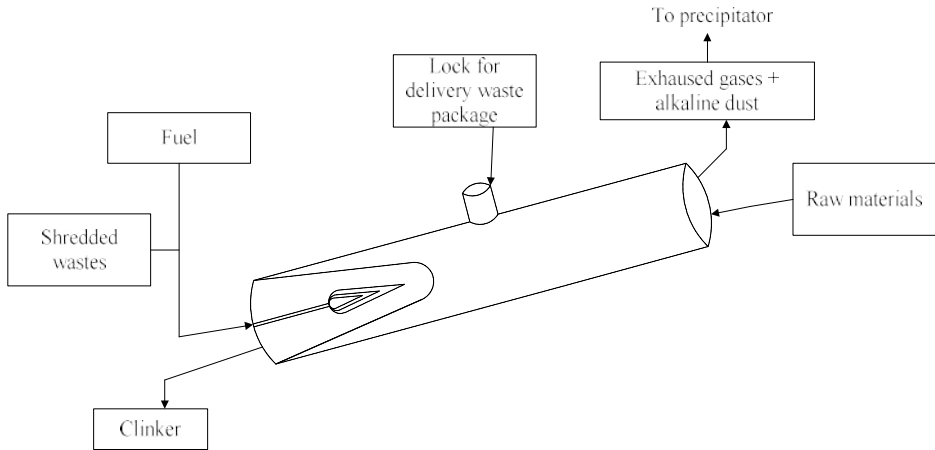
**Fig. 1.** Flowsheet of clinker production

**Rys. 1.** Schemat produkcji klinkieru

Figure 2 depicts the way wastes are introduced into the cement kiln. Figure 3 depicts the system we developed for delivering the waste packages. In the kiln mantle there is a hole which is closed by a spring valve. Waste under the influence of its own weight opens the spring valve and the waste package drops into the cement kiln. The valve is then closed by the spring.

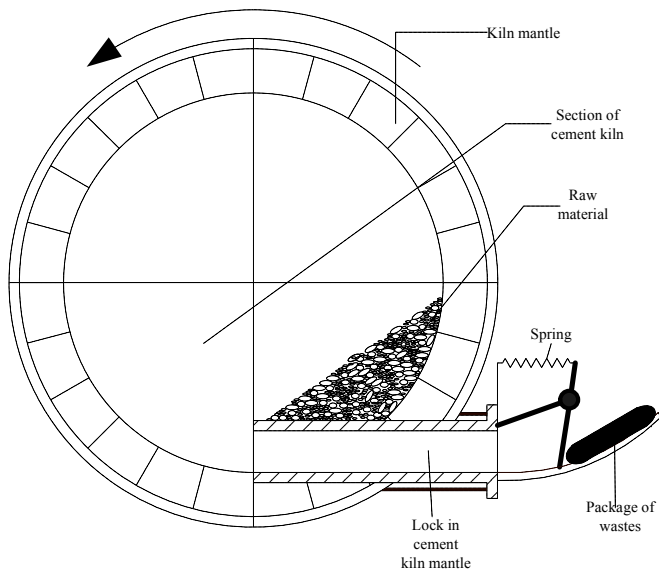
With the help of the experimental setup built in accordance with our patent it is possible to introduce about 1.2 tonnes of waste per hour into the section of the kiln having a temperature of 1250°C.

For the introduction of medical waste, so-called pneumatic discharge, see Figure 4 which allows for the injection of three 10–15 kg packages of waste per minute i.e. 1.8–2.7 tonnes per hour. The waste is introduced into the section of the kiln having a temperature of 1400°C.



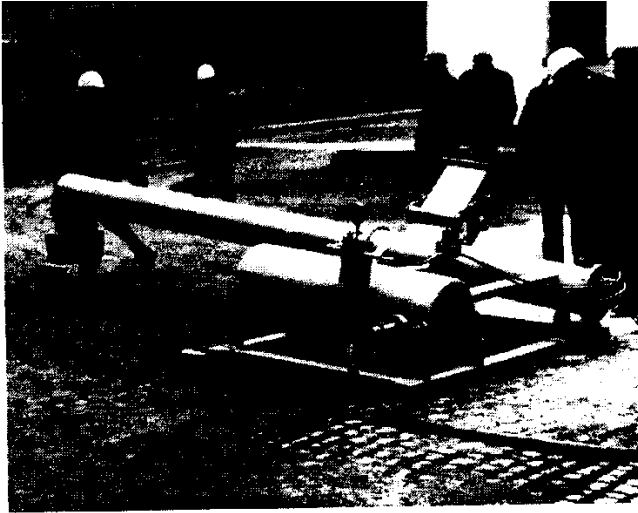
**Fig. 2.** Flowsheet of clinker production depicting a way an alternative fuels are introduced to cement kiln

**Rys. 2.** Schemat produkcji klinkieru z miejscem wprowadzania paliw alternatywnych do pieca cementowego



**Fig. 3.** Characteristic of lock mounted on cement kiln

**Rys. 3.** Charakterystyka blokady zamontowanej w piecu cementowym



**Fig. 4.** A view of pneumatic discharge  
**Rys. 4.** Widok zrzutu pneumatycznego

## 5. Results and Discussion

There are many problems with the neutralization of ashes from conventional incinerators, or even more so, from hospital-waste incinerators. However, the matter looks very different where wastes are combusted in a cement kiln. For the sake of clarity, we divide the compounds used in the production of clinker into 2 groups:

- the raw materials i.e.  $\text{CaO}$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ,  $\text{Al}_2\text{O}_3$  and  $\text{SiO}_2$  and in most cases culm as a fuel which are processed into a final residue product in the form of clinker,
- the trace metals, which are impurities contained in raw materials, fuels and wastes,
- the emitted gas.

From Table 1 it can be seen that most metals fuse into clinker, therefore their emission is low.

Table 2 portrays the dust and gaseous emission concentrations. Tables 1 and 2 show that the emission of impurities from a cement kiln is low, and in the case of  $\text{NO}_x$ , CO, TOC, dioxins and furans even lower when 30% of municipal solid wastes were added.

**Table 1.** Characteristic of retention of selected metals**Tabela 1.** Zestawienie retencji wybranych metali

Metal	Amount [kg/h]	Retention [%]
Cr	0.2558 to 4.6247	99.8553 ± 9.3990
Pb	0.7149 to 19.1765	99.8531 ± 0.2008
Ba	15.00194 to 34.4508	99.8781 ± 9.2339
Cd	0.0392 to 0.1789	≥ 99.5550 ± 0.4413
As	0.0068 to 2.9891	≥99.8868 ± 0.2916
Be	0.00014 to 0.3253	≥99.8681 ± 1.3278
Se	0.00327 to 0.6082	≥95.4002 ± 1.7779
Ag	0.0199 to 0.2256	99.8420 ± 0.1839
Ni	0.8839 to 2.2794	≥99.9574 ± 0.0108
Sb	0.1602 to 0.3011	≥99.7690 ± 0.0785
Zn	4.1610 to 16.2374	99.7869 ± 0.2598
V	2.2492 to 14.2009	≥99.9922 ± 0.0007

**Table 2.** Characteristic of dust and gaseous impurities emission**Tabela 2.** Zestawienie emisji pyłu i zanieczyszczeń gazowych

Impurities	Culm [mg/nm <sup>3</sup> ]	Culm + 30% Mu- nicipal soil waste [mg/nm <sup>3</sup> ]	Emission limit [mg/nm <sup>3</sup> ]
Dust	5–20	5,0–6,0	30
HCl	0,2–4,0	0,7–8,0	10
HF	0,02–0,5	1,0–2,0	1,0
NO <sub>x</sub>	250–600	250–600	800
SO <sub>2</sub>	0–33	0–20	50
TOC	1	0,3–2,0	10
CO	600–1000	500–800	2000
Cd+Tl	0,0002–0,005	0,0001– 0,003	0,05
Hg	0,00004–0,003	0,00003–0,0040	0,05
Total metals (Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V)	0,003–0,06	0,002–0,05	0,5
Dioxins and furans	0,001–0,09 ng/nm <sup>3</sup>	0,005–0,08 ng/nm <sup>3</sup>	0,1 ng/nm <sup>3</sup>

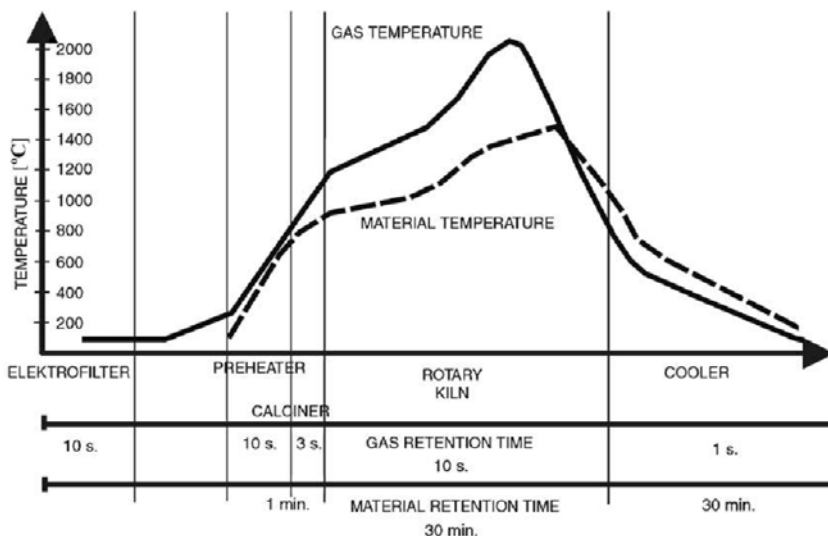
As the data in Table 1 shows the fusion of metals into clinker is very high.

Our investigations show that the amount of dust emitted from the rotary kiln remained almost constant when 30% of the municipal solid wastes were co-combusted with culm (8.32 kg/h) compared to when only culm was burnt (8.30 kg/h). A similar situation was found with gas emissions. During co-combustion, gas emissions were 32.1 m<sup>3</sup>/s at a temperature of 443°C compared to 32.6 m<sup>3</sup>/s and 446°C respectively when only culm was burnt.

Again, a similar situation with NO<sub>x</sub> emissions which were 16.48 kg/h during the co-combustion of 30% solid municipal waste with 70% culm compared to 16.61 kg/h when only culm was burnt.

However, SO<sub>2</sub> emissions were significantly lower (6.78 kg/h) when a mixture of 30% municipal wastes and 70% culm were incinerated compared to 8.32 kg/h for pure culm. It means that the sulphur content in the culm used was higher than in the municipal solid wastes.

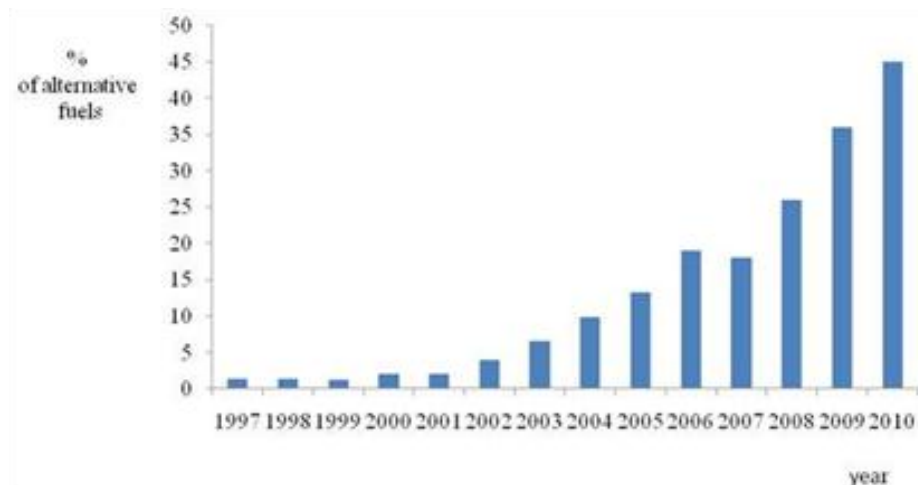
The reason for having such good results is explained in Figure 5. The gas retention time in temperatures above 1200°C is 10 seconds whilst the material retention time in temperatures above 900°C is even longer.



**Fig. 5.** Characteristic of gas and material temperatures along cement kiln

**Rys. 5.** Charakterystyka temperatury gazu i materiału w piecu cementowym

I have made a personal contribution to the reasonably widespread use of wastes as a substitute for culm in the Polish cement industry. During the 1995–1997 period I researched into using cement kilns for neutralizing wastes. The results obtained in the laboratory were tested for the first time on a fully industrial scale in 1996 at the Rejowiec Cement Plant with good results. It was the first place I helped to improve the economy of the plant which was at that time close to bankruptcy. Now it is doing quite well. Other cement plants have become interested in the incineration of wastes and the percentage of waste used as a fuel since 1997 has increased steadily (see Figure 6).



**Fig. 6.** Characteristic of an use of wastes as an alternative fuel in the cement plants in Poland

**Rys. 6.** Wykorzystanie odpadów jako paliwa alternatywnego w polskich cementowniach

## 6. Conclusions

In Lublin 32.5% of the municipal solid waste is separated and converted into fuel for the cement kiln. It allows a saving of 35,060 tonnes of culm annually.

There are no secondary wastes because:

- The neutralization of acidic gases:  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{HCl}$ , and  $\text{HF}$  by the active lime in the kiln load takes place, therefore no additional

scrubber system is required. In addition, all clinker production facilities are equipped with a dust collection system (electrostatic precipitator or baghouse). This collects any escaped dust and is designed to meet local and national standards. All collected dust (cement kiln dust or CKD) is then recycled and reintroduced into the process.

- Heavy metals, the majority of which come from raw materials and wastes, are sintered into very stable silicates forming clinker, and are directly integrated into its chemical structure. These metals have no impact on the physicochemical properties of the clinker.
- By-products, such as cinder ashes or liquid residues from gas cleaning are not produced.
- Fossil fuel use is diminished.
- The calorific value from the waste is extracted.
- There is a high flame temperature of 2000°C which prevents the formation of dioxins and furans.

## References

1. **Annan K.:** *Message of the United Nations Secretary-General*. Kofi Annan, on the International Day for the Eradication of Poverty, <http://www.un.org/events/poverty2000/messages.htm> (5.01.2010). 2000.
2. **Borys T.:** *Sustainable Development – How to Recognize Integrated Order*. Problemy Ekorozwoju, vol. 6, No. 2, 75–81 (2011).
3. **Bojarski W.W.:** *Development or Destruction of the World's Society?* Problemy Ekorozwoju, vol. 6, No. 1, 158–162 (2011).
4. **Dasgupta P., Taneja N.:** *Low Carbon Growth: An Indian Perspective on Sustainability and Technology Transfer*. Problemy Ekorozwoju, vol. 6, No. 1, 65–74 (2011).
5. **Durbin P.T.:** *Humanitarian Motives for Sustainable Development in a Global Economy: An Essay*. Problemy Ekorozwoju, vol. 5, No. 1, 9–13 (2010).
6. **Fotopoulos T.:** *Is Growth Compatible with a Market Economy*. in: *International Journal of Inclusive Democracy*, vol. 3, No. 1. 2007.
7. **Gawor L.:** *Philosophy of Sustainable Development – Preliminaries*. Problemy Ekorozwoju, vol. 5, No. 2, 69–76 (2010).
8. Global Footprint Network. Footprint network news, October 24, 2006 [http://www.footprintnetwork.org/newsletters/gfn\\_blants\\_0610.htm](http://www.footprintnetwork.org/newsletters/gfn_blants_0610.htm) (5.01.2010).
9. **Gurtowski S.:** *Green Economy Idea – Limits, Perspectives, Implications*. Problemy Ekorozwoju, vol. 6 No. 1, 175–82 (2011).



10. **Hart S.L.:** *Capitalism at the Crossroads*. Wharton School Publishing, London (2005).
11. **Hull Z.:** *The Philosophical and Social Conditioning of Sustainable Development*. Problemy Ekorożwoju, vol. 3, No 1, 27–31 (2008).
12. **Hoedl E.:** *Europe 2020 Strategy and European Recovery*. Problemy Ekorożwoju, vol. 6, No.2, 11–18 (2011).
13. **Hueting R.:** *Environmentally Sustainable National Income and Other Ways to Improve Information About Growth*. Problemy Ekorożwoju, vol. 6, No. 1, 31–46 (2011).
14. **Ikerd J.:** *Sustainable Capitalism: a Matter of Ethics and Morality*. Problemy Ekorożwoju, vol. 3, No. 1, 13–22 (2008).
15. **Kras E.M.:** *The Deep Roots of Sustainability*. Problemy Ekorożwoju, vol. 6, No. 1, 11–30 (2011).
16. **Kronenberg J., Nadsuyo L.:** *Simple living and sustainable development revolution*. Problemy Ekorożwoju, vol. 6, No. 2, 67–74 (2011).
17. **Lindzen S.R.:** *Global warming: the origin and nature of the alleged scientific consensus*. Problemy Ekorożwoju, vol. 5, No. 2, 13–28 (2010).
18. **Michałowski A.:** *Spatial Environmental Services in the Approach of the Assumptions of Economics for Sustainable Development*. Problemy Ekorożwoju, vol. 6, No. 1, 117–126 (2011).
19. **Paschalis-Jakubowicz P.:** *Theoretical basis and implementation of the idea of sustainable development in forestry*. Problemy Ekorożwoju, vol. 6, No. 2, 101–106 (2011).
20. **Papuziński A.:** *Ecoaesthetics of the natural environment*. Problemy Ekorożwoju, vol. 6, No. 2, 165–167 (2011).
21. **Pawłowski A.:** *Barriers in Introducing Sustainable Development- Ecophilosophical Point of View*. Problemy Ekorożwoju, vol. 2, No. 1, 59–65 (2007).
22. **Pawłowski A.:** *The role of social sciences and philosophy in shaping of the of sustainable development concept*. Problemy Ekorożwoju, vol. 5, No. 2, 8–13 (2010).
23. **Pawłowski A.:** *The sustainable development revolution*. Problemy Ekorożwoju vol. 4, No1, 65–76 (2009).
24. **Piątek Z.:** *Can Gene-centred View Demote Man?* Problemy Ekorożwoju vol. 5, No. 2, 149–154 (2010).
25. **Piontek B.:** *Contemporary Conditions of Socio-economic Development (Synthetics Approach)*. Problemy Ekorożwoju, vol. 5, No. 2, 117–124 (2010).
26. **Rożnowska A.:** *Subjective Areas of Life Quality for People in Different Situation in the Context of Sustainable Development*. Problemy Ekorożwoju, vol. 6, No. 2, 127–140 (2011).

27. **Sztumski W.:** *The Ecology of Space*. Problemy Ekorozwoju, vol. 6, No. 1, 117–138 (2011).
28. **Tuziak A.:** *Socio-Economic Aspects of Sustainable Development on Global and Local Level*. Problemy Ekorozwoju, vol. 5, No. 2, 39–49 (2010).
29. UNDP Report. Human Development Report – International Cooperation at a Crossroads: Aid, Trade and Security in an Unequal World, UNDP, New York, <http://hdr.undp.org/reports/global/2005> (5.01.2010). 2005.
30. **Udo V., Pawłowski A.:** *Human Progress Towards Equitable Sustainable Development – part II: Empirical Exploration*. Problemy Ekorozwoju, vol. 6, No. 2, 33–62 (2011).
31. **Wackernagee M.:** Global Footprint Network, <http://www.footprint-network.org> (5.01.2010). (2006).
32. **Venkatesh G.:** *Triple Bottom Line Approach to Individual and Global Sustainability*. Problemy Ekorozwoju, vol. 5, No. 2, 29–37 (2010).
33. **Venkatesh G.:** *Interpreting sustainability using Robert Pirsig's levels of Quality*. Problemy Ekorozwoju, vol. 6, No. 2, 63–66 (2011).
34. **Zacher L.W.:** *Dimensions of Ecological Discourse – Overview of Problems and Selected Literature*. Problemy Ekorozwoju, vol. 6, No. 2, 83–92 (2011).
35. **Zecha G.:** *The Golden Rule and Sustainable Development*. Problemy Ekorozwoju, vol. 6, No.1, 47–58 (2011).

## **Lubelskie doświadczenia we współspalaniu odpadów komunalnych w przemyśle cementowym**

### **Streszczenie**

Najbardziej zrównoważonym sposobem zagospodarowania stałych odpadów komunalnych jest współspalanie frakcji palnych w piecu cementowym. Pozwala to zwiększyć odzyskiwania energii i zmniejszyć wpływ na środowisko, poprzez immobilizację wszystkich popiołów w strukturze klinkieru oraz neutralizację kwaśnych gazów w środowisku alkalicznym w piecu cementowym. W przypadku Lublina około 32,5% lubelskich komunalnych odpadów stałych jest stosowany jako alternatywne paliwo do produkcji cementu. Umożliwia to odzyskanie około 0,77 PJ energii co pozwala zaoszczędzić 35066 Mg paliwa. Zyski to 2,204 mln zł dla gminy Lublin i aż 5,51 mln zł dla cementowni.



## Zooplankton of Three Suburban Lakes in Relation to Selected Abiotic Conditions

*Łukasz Ślugocki, Robert Czerniawski, Józef Domagała,  
Tomasz Krepski, Małgorzata Pilecka-Rapacz  
University of Szczecin, Poland*

### 1. Introduction

The suburban lakes are popular sites of summer active leisure for city dwellers. As a consequence, they are under stronger anthropopressure than the lakes localised far from the cities [13] and their status should be carefully controlled. Hitherto the quality of water in natural water reservoirs has been mainly evaluated on the basis of physicochemical parameters, however, their indications have been found unreliable [4]. Recently, different bioindicators have been proposed for water quality evaluation [24], zooplankton included [20]. The quantitative and qualitative composition of zooplankton depends considerably on the physicochemical and morphological parameters of water reservoirs [5, 6, 11]. The reservoirs of the same trophic status may have zooplankton of different quantitative and qualitative composition. For example a higher species number of rotifers could be found in highly productive waters and with a high trophic status [6, 12, 20]. Czerniawski and Pilecka-Rapacz [8] have reported that species diversity and abundance is higher in rivers which flow out from lakes which had a high trophic status like e.g. from suburban lakes and small dam reservoirs. This high species diversity and abundance refers mainly to rotifers. Ejsmont-Karabin and Kuczyńska-Kippen [13] has obtained similar results in the lakes of Poznań agglomeration. These authors observed that urban lakes favour rich rotifer species groupings. Rotifers exceptionally well multiply in polluted and highly eutrophic environment, the abundance of indicator species can reach even a few ten thousand in litre [26]. Often these are ubiquitous species highly tolerant to environmental factors [30]. In view of the above we

can put forward a hypothesis that despite the same trophic status of lakes and their similar urban or suburban localisation, they can differ in the zooplankton composition because of the influence of biological conditions, physicochemical and morphological character of the lakes studied.

## **2. Methods**

The study was performed on three suburban lakes located in north-western Poland: Adamowo (GPS N 53° 12' 38" E 15° 44' 53"), Grażyna (GPS N 53° 13' 20" E 15° 45' 55") and Klasztorne (GPS N 52° 53' 4" E 15° 31' 54"), all these lakes were classified as eutrophic [7, 9]. Lakes mentioned above belongs to the Noteć River catchment area. Lake Adamowo occupies an area of 120.4 ha. It a flow lake, eutrophicated, located in the buffer zone of the Drawa National Park, on the River Drawa. Its north-eastern shore adjoins a small town Drawno. The small town Drawno does not have a complete sewage system and besides some municipal sewage the lake also gets discharges from a drainage ditch. The lake Adamowo is divided into two distinct parts: the flow-through part (eastern pool) adjoins the town, has flat banks, rather poor bottom sculpture and depth reaching about 7.5 m. The south-western part of the lake (western pool) is more distant from the town, the bottom has steep slopes and the depth reaches 34 m. In this pool the water division into three thermal strata: epilimnion, metalimnion and hypolimnion is well-marked. To the east Lake Adamowo is directly connected with Lake Grażyna. Lake Grażyna occupies an area of 75.8 ha, it is flow-through and surrounded by meadows and arable fields. Its western bank adjoins the town Drawno and is connected with Lake Adamowo. Its maximum depth reaches 4.2 m. The lake bottom is covered with macrophytes to about 70%. The bottom is silted up [16, 22]. Lake Klasztorne is a small reservoir occupying 20 ha in the Dobiegniewskie Lake District. From the west the lake adjoins the town of Strzelce Krajeńskie, while from the east it is surrounded by intensely fertilised arable fields. Into the lake water from carp-farm is seasonally discharged. It has a rather poor bottom sculpture and reaches a maximum depth of 6.6 m in the south-eastern part, while its mean depth is 3.3 m.

The samples were collected in each season, starting from the 2<sup>nd</sup>, 3<sup>th</sup> of August, 2007 during the summer stratification, then during the autumn mixing (4<sup>th</sup>, 5<sup>th</sup> of Nov. 2007), during the period of winter stagnation (6<sup>th</sup>, 7<sup>th</sup> of Feb. 2008) and during the spring mixing (1<sup>st</sup>, 2<sup>nd</sup> of May,

2008). Samples for zooplankton investigation were obtained by filtering 50 dm<sup>3</sup> of water through a mill gauze of the mesh size 25 µm. The calculation and identification of zooplankton was performed in the Sedgewick-Rafter chambers with the use of a microscope Nikon Eclipse 50i. Zooplankton was calculated in 5 subsamples. The number of individuals representing particular systematic groups of crustaceans and rotifers was counted, their species were identified using the keys of Rybak i Błędzki 2010 [29], Kutikova [25], Radwan 2004 [28]. In each sample the lengths of at least 30 individuals representing each species were measured using the Pixelink Camera Kit 4.2 computer program. If the number of individuals representing a given species was lower than 30, the lengths of all individuals were measured. The results of these measurements were the basis for zooplankton biomass estimation, the conversion of the length into wet mass was made with the use of the tables proposed by Radwan 2004 [28] and Starmach [32].

**Table. 1.** Mean values of physico-chemical variables in examined lakes.  
SD – visibility of Secchi disc. Value with the same letters not differ significantly

**Tabela. 1.** Średnie wartości fizyko-chemicznych parametrów wody w badanych jeziorach. SD – widzialność krążka Secchi’ego. Wartości w kolumnach z tymi samymi indeksami literowymi nie różnią się istotnie statystycznie

Lake	SD (m)	Temp (°C)	O <sub>2</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	pH	Cond. (µS)	N-NO <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>2</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	NTOT (mg L <sup>-1</sup> )	P-PO <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	PTOT (mg L <sup>-1</sup> )
Adamowo	2.9a	10.3a	8.0a	7.9a	296.1a	0.6a	0.023a	0.1a	1.4a	0.5a	1.1a
Grażyna	3.4a	11.5a	9.4a	7.7a	297.5a	0.6a	0.011a	0.1a	0.7a	0.4ab	0.9ab
Klasztorne	1.2a	11.8a	12.9a	7.8a	584.7b	2.3a	0.037a	0.6a	4.2b	0.2b	0.2b

At each site and from each stratum a water sample was collected for determination of selected physicochemical parameters (Table 1). Temperature, pH, electrolytic conductivity and oxygen content were measured by a pH meter and oxygen content meter CX 401 made by Elmetron. The concentrations of N-NO<sub>3</sub>, N-NO<sub>2</sub>, N-NH<sub>3</sub>, NTOT, P-PO<sub>4</sub>, PTOT were determined by a colorimeter DR 890 made by Hach Lange (USA). The transparency was determined using Secchi disc. Taxonomic similarity between lakes was evaluated on the basis of the Jaccard index. The statistical significance of the differences in some properties of the

zooplankton community between lakes was tested by the non-parametric test of Kruskal-Wallis. In order to determine the influence of the environmental variables on the abundance of zooplankton, the Pearson correlation was applied.

### 3. Results

The total number of zooplankton taxa in all lakes was 108, including 74 Rotifera, 17 Cladocera and 17 Copepoda (Table 2). The numbers of zooplankton taxa in each lake were 61 in Adamowo, 75 in Grażyna and 59 in Klasztorne, (Table 2). The most abundantly represented were Rotifera: *Keratella cochlearis cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Synchaeta oblonga*, Cladocera: *Bosmina coregoni* i *Chydorus sphaericus*, and Copepoda: *Nauplii Cyclopoida*, copepodites of *Cyclopoida* and *Eucyclops serrulatus*.

In each of the lakes rotifers were by far the most abundant. The highest mean abundance of zooplankton was determined in Klasztorne (1820,12 ind. L<sup>-1</sup>) of which 96% were Rotifera, 2% Cladocera and 2% Copepoda (Table 3). Statistical analysis did not reveal any significant differences in total abundance and in abundances of particular systematic groups between the lakes studied. Some differences were noted in the total zooplankton abundance and Rotifera abundance, being the greatest in Klasztorne, but these differences were statistically insignificant.

The highest mean biomass of zooplankton was calculated for Adamowo (1.44183 mg dm<sup>-3</sup>), including 3% Rotifera, 35% Cladocera and 62% Copepoda. In each lake the greatest was the biomass of crustaceans.

According to statistical analysis, the differences in mean biomass of Copepoda and total zooplankton between the three lakes were significant, see Table 3. As to the biomass of Copepoda, the greatest and statistically significant differences were found between Adamowo and Grażyna as well as Adamowo and Klasztorne;  $P = 0.0086$ ;  $P = 0.0218$ , the greatest biomass was in Adamowo. A significantly lower biomass of total zooplankton than in Adamowo and Klasztorne was in Lake Grażyna;  $P = 0.0035$ ,  $P = 0.00388$ . Although the biomass of Cladocera was not statistically significantly different between the three lakes, it was much lower in Adamowo than in Grażyna. Greater abundance of zooplankton was observed in epilimnion than in thermocline, while for biomass this pattern was inverse. However, these differences were insignificant ( $P > 0.05$ ).

**Table 2.** Taxonomic composition of zooplankton in examined lakes: Adamowo (A), Grażyna (G), Klasztorne (K)

**Table 2.** Skład taksonomiczny zooplanktonu w badanych jeziorach: Adamowo (A), Grażyna (G), Klasztorne (K)

Takson		
<i>Anuraeopsis fissa</i> AGK	<i>Lepadella ovalis</i> AG	<i>Alona costata</i> GK
<i>Ascomorpha ovalis</i> A	<i>Lepadella patella</i> K	<i>Alona guttata</i> G
<i>Ascomorpha</i> sp.G	<i>Lepadella quadricarinata</i> K	<i>Alona rectangula</i> AG
<i>Asplanchna brightwelli</i> K	<i>Mytilina crassipes</i> GK	<i>Alona</i> sp. G
<i>Asplanchna priodonta</i> AK	<i>Mytilina ventralis</i> G	<i>Alonella nana</i> G
<i>Brachionus angularis</i> AK	<i>Mytilina</i> sp. G	<i>Bosmina coregoni</i> AGK
<i>Brachionus calyciflorus</i> AGK	<i>Notholca acuminata</i> GK	<i>Bosmina longirostris</i> AGK
<i>Brachionus diversicornis</i> K	<i>Notholca labis</i> G	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> AGK
<i>Brachionus quadridentatus</i> GK	<i>Notholca</i> sp. G	<i>Ceriodaphnia reticulata</i> A
<i>Brachionus urceolaris</i> G	<i>Notholca squamula</i> AG	<i>Chydorus sphaericus</i> AG
<i>Cephalodella apocolea</i> AG	<i>Polyarthra dolichoptera</i> AGK	<i>Chydorus gibbus</i> AGK
<i>Cephalodella auriculata</i> G	<i>Polyarthra euryptera</i> AGK	<i>Chydorus sphaericus</i> K
<i>Cephalodella catellina</i> AG	<i>Polyarthra longiremis</i> AGK	<i>Daphnia cucullata</i> AK
<i>Cephalodella</i> sp. AG	<i>Polyarthra major</i> AK	<i>Daphnia longispina</i> AGK
<i>Colurella adriatica</i> AGK	<i>Polyarthra minor</i> G	<i>Peracantha truncata</i> GK
<i>Colurella colurus</i> GK	<i>Polyarthra remata</i> AGK	<i>Scapholeberis mucronata</i> G
<i>Conochilus unicornis</i> AK	<i>Polyarthra vulgaris</i> AGK	Naupli Calanoida A
<i>Euchlanis deflexa</i> G	<i>Pompholyx complanata</i> K	Naupli Cyclopoida AGK
<i>Euchlanis dilatata</i> AGK	<i>Pompholyx sulcata</i> AGK	Kopepodit Calanoida A
<i>Euchlanis lyra</i> G	Rotifera non det. GK	Kopepodit Cyclopoida AGK
<i>Filinia longiseta</i> AGK	<i>Scaridium longicaudum</i> G	<i>Acanthocyclops robustus</i> AG
<i>Filinia terminalis</i> AG	<i>Squatinella rostrum</i> G	<i>Cyclops abyssorum</i> AK
<i>Gastropus</i> sp. G	<i>Synchaeta kitina</i> AGK	<i>Cyclops kolensis</i> A
<i>Kellicotia longispina</i> AGK	<i>Synchaeta lakovitziana</i> K	<i>Cyclops vicinus</i> K
<i>Keratella coch. coch.</i> AGK	<i>Synchaeta oblonga</i> AGK	<i>Diacyclops bicuspidatus</i> A
<i>Keratella coch. hispida</i> AG	<i>Synchaeta pectinata</i> AGK	<i>Eucyclops serrulatus</i> AGK
<i>Keratella coch. tecta</i> AGK	<i>Synchaeta tremula</i> K	<i>Eudiaptomus gracilis</i> A
<i>Keratella coch. Tricinensis</i> AG	<i>Synchaeta</i> sp. G	<i>Eudiaptomus gracilloides</i> A
<i>Keratella quadrata</i> AGK	<i>Synchaeta stylata</i> AG	<i>Mesocyclops leuckarti</i> AK
<i>Lecane closterocerca</i> AGK	<i>Testudinella mucronata</i> G	<i>Thermocyclops crassus</i> A
<i>Lecane flexilis</i> G	<i>Trichocerca capucina</i> AG	<i>Thermocyclops emini</i> AK
<i>Lecane hamata</i> GK	<i>Trichocerca elongata</i> A	<i>Thermocyclops oithonoides</i> AK
<i>Lecane ludwigii</i> G	<i>Trichocerca pusilla</i> AK	<i>Thermocyclops rylovi</i> K
<i>Lecane luna</i> G	<i>Trichocerca rousseleti</i> G	
<i>Lecane lunaris</i> G	<i>Trichocerca similis</i> AGK	
<i>Lecane scutata</i> K	<i>Trichotria pocillum</i> G	
<i>Lepadella acuminata</i> AG	<i>Acroperus harpae</i> G	

**Table. 3.** Mean abundance (ind. L<sup>-1</sup>) and biomass (mg L<sup>-1</sup>) of zooplankton in examined lakes

**Tabela. 3.** Średnia liczebność (osob. dm<sup>-3</sup>) i biomasa (mg dm<sup>-3</sup>) zooplanktonu w badanych jeziorach

Taxa	Abundance			Biomass		
	Adamowo	Grażyna	Klasztorne	Adamowo	Grażyna	Klasztorne
Rotifera	49.5	153.9	1784.7	0.0416	0.0126	0.9330
Cladocera	30.6	5.9	36.3	0.5049	0.0672	0.2348
Copepoda	41.1	6.1	40.2	0.8952	0.0233	0.2154
Total zooplankton	121.4	166.1	1861.3	1.4418	0.1031	1.3834

**Table. 4.** Pearson correlation between abundance of taxonomical groups of zooplankton and physico-chemical variables in waters of examined lakes. Correlations as significant with  $P < 0.05$  are marked with bold; correlations as significant with  $P < 0.10$  are marked with italics

**Tabela. 4.** Korelacja Pearson’a pomiędzy liczebnością grup taksonomicznych zooplanktonu a wartościami fizyko-chemicznych parametrów w wodach badanych jezior. Istotne korelacje przy  $P < 0.05$  zostały zaznaczone tłustym drukiem, istotne korelacje przy  $P < 0.10$  zostały zaznaczone pochyłym drukiem

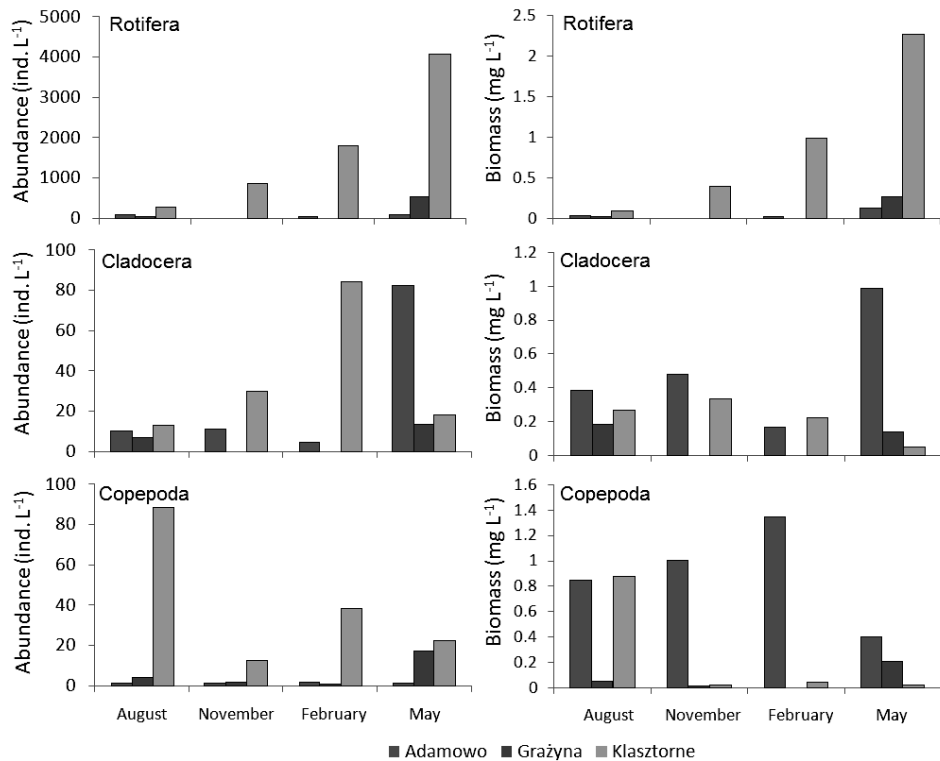
	SD	Temp.	O2	pH	Cond.	N-NO3	N-NO2	N-NH3	NTOT	P-PO4	PTOT
Rotifera	<i>-0.485</i>	0.006	<b>0.766</b>	0.214	0.433	-0.013	<b>0.781</b>	0.202	<i>0.635</i>	<i>0.520</i>	<i>0.477</i>
Cladocera	-0.316	-0.140	-0.094	0.417	0.165	-0.133	0.243	0.402	0.050	0.167	0.205
Nauplii	<b>-0.783</b>	0.446	0.145	<i>0.467</i>	<i>0.579</i>	<i>0.549</i>	0.142	0.097	<i>0.488</i>	0.312	0.058
Copepoda	<i>-0.452</i>	0.022	-0.056	<b>0.780</b>	0.399	0.312	-0.112	<i>0.491</i>	0.339	0.077	0.105

The peak of rotifers abundance in each of the three lakes was observed in May (Fig. 1). Cladocerans were the most abundant and had the greatest biomass in May in Adamowo and Grażyna, while in Klasztorne in February and November, copepods in Adamowo and Grażyna were the most abundant and had the greatest biomass in February and May, while in Klasztorne in August, although in the latter lake 90% of the Copepoda biomass came from nauplii.

According to Pearson correlation tests, the abundance of Rotifera was significantly positively correlated with the concentration of dissolved oxygen and concentration of N-NO<sub>2</sub>;  $P < 0.05$  (Table 4). At the level of significance  $P < 0.10$  the abundance of rotifers was positively correlated with phosphorus compounds and water transparency measured



by Secchi disk visibility. The abundance of Copepoda Nauplii at  $P < 0.05$  was significantly negatively correlated with water transparency measured by Secchi disk visibility. The others positive correlations between Nauplii and NTOT, pH, conductivity, N-NO occurred with  $P < 0.01$ . The abundance of copepodites and adult Copepoda was statistically significantly positively correlated with pH ( $p < 0.05$ ), and at  $P < 0.10$  it was negatively correlated with water transparency and positively correlated with N-NH<sub>3</sub>.



**Fig. 1.** Seasonal changes of abundance (left column) and biomass (right column) of zooplankton in examined lakes

**Rys. 1.** Sezonowe zmiany liczebności (lewa kolumna) i biomasy (prawa kolumna) zooplanktonu w badanych jeziorach

## 4. Discussion

Urban lakes are usually characterised by higher concentration of nutrients having deteriorating effect on the quality of water and favouring lake eutrophication. Their presence is related to the events of direct discharge of raw wastewater or to altered hydrological conditions [1]. However, the environment and character of the lake can determine the rate of trophic changes in the water of each individual lake and lead to differences in the abiotic and biotic parameters between the lakes.

Abiotic parameters of lakes Adamowo, Grażyna and Klasztorne were found much different. The lowest transparency and the highest content of unfavourable inorganic biogenic compounds and conductivity were noted in Klasztorne. The concentration of the undesirable nutrients was higher in this lake than the mean value of this parameter established in lakes or lake outflows in north Poland [12]. This result was attributed to the fact that this lake has the smallest area and volume and that it is joined by a small watercourse flowing through arable land and carp farm ponds. Czerniawski i in. [7] have proved that a small area of a lake favours eutrophication of its waters. Moreover, after [15] the watercourses flowing through arable land carry high amounts of nutrients and interestingly, as shown by Gołdyn i in. [17] the content of total phosphorus reaching a given watercourse from fish farm ponds may make as much as 70% of total phosphorus determined in this watercourse. Higher transparency and lower content of undesirable nutrients in the other two lakes can be directly related to their greater area and depth, whose effect prevails over the negative influence of many events of discharge of raw municipal or farm wastewater into the waters of Adamowo and Grażyna [12].

In all lakes the content of large Cladocera from the genus *Daphnia*, typical water filtrates, was very low [26] and the lowest in Klasztorne. This observation is interpreted as the effect of high pressure of juvenile forms of carp preferably feeding on them Cladocera [18], known as ichthyo-eutrophication [27]. This is the reason for such a low content of large forms of Cladocera in even as fertile a lake as Klasztorne. The three lakes studied are popular with anglers who much prefer catchment of large and predatory fish then carp [9] and who leave in the water considerable amount of groundbaits which also contributes to the high rate of eutrophication.

The total number of zooplankton taxa identified in the three lakes in the whole period of study was 108 (it was mainly the number of species). Ejsmont-Karabin i Kuczyńska-Kippen [13] have reported 114 species in the water of reservoirs in the city of Poznań. This number of taxa is similar to that given by other authors from the lakes of northern and central Poland. In each of the three lakes studied the greatest number of taxa represented Rotifera, making 60%–77% of all taxa found. Many authors have also reported a much higher number of taxa of Rotifera than Crustaceans [17, 23].

The three lakes studied also differed in the number of taxa and density of zooplankton. According to Dodson [10] the number of taxa increases with increasing area of the lake. This correlation was observed when comparing Adamowo and Klasztorne, but it did not hold true for Lake Grażyna, having the area smaller than Adamowo but showing the highest number of taxa. The specific character of Lake Grażyna follows from the fact that it is joined by the rather large Drawa River, which close to its mouth has a large floodplain whose surface is almost fully covered with macrophytes and, according to Illyova [19], floodplains are rich sources of zooplankton. Lake Grażyna is covered with water vegetation over 70% of its area, which favourable for zooplankton development and may account for its diversity [23]. Kuczyńska Kippen i Nagengast [23], Estlander i in. [14] have reported that water reservoirs with profound mosaic character of vegetation biocenoses and thus offering a great number of ecological niches show a greater richness of zooplankton than water current.

The taxa the most often met in the lakes studied included *Keratella coch. coch.*, *Keratella coch. tecta*, *Keratella quadrata*, *Polyarthra dolichoptera*, *Synchaeta oblonga*, *Synchaeta pectinata*, *Bosmina coregoni*, nauplii Cyclopoida, kopepodit Cyclopoida, all of them are often met in strongly eutrophic lakes [20]. It can be claimed that all the three lakes are similar as to the frequency of the above taxa, but these taxa are mostly ubiquitous or typical of eutrophic reservoirs. It could be expected that the lakes arranged in a cascade system would have similar qualitative composition of zooplankton. However, the taxonomic composition of Lake Adamowo zooplankton is more similar to that of Klasztorne than to Grażyna, despite the fact that Lake Grażyna once made one lake with Adamowo. Most probably this difference is attributable to the influence

of the Drawa river flowing through Lake Grażyna as well as different morphological and environmental conditions. Lake Adamowo has much deeper south-western pool with thermal stratification, similarly as Klasztorne, offering favourable conditions for plankters typical of stratified lakes. This interpretation is consistent with the results of Cottenie et al. [3] who claim that the greater the environmental similarity of the two reservoirs, the greater is the taxonomic composition similarity between them.

The highest mean abundance of zooplankton, of over 1800 ind. L<sup>-3</sup> with 96% contribution of Rotifera, was observed in Lake Klasztorne. Other authors have reported similar observations for other lakes similar to Klasztorne in Pomeranian Lake-District, e.g. Szlauer [31] estimated the mean abundance of zooplankton as 2528 ind. L<sup>-3</sup> in Lake Głębokie in Szczecin. Karabin i Ejsmont-Karabin [21] have reported that in the lakes of the Suwalski Landscape Park the total abundance of zooplankton varied from 117 to 26 420 ind. dm<sup>3</sup>. In the above lakes Rotifera contributed 75–90% of the total zooplankton abundance. Although the differences in the mean zooplankton abundance between the three lakes studied were statistically insignificant, the abundance of zooplankton in Klasztorne was much greater than in Adamowo and Grażyna, which illustrates that the higher the lake trophy the greater its zooplankton abundance, which refers in particular to small plankters, mainly Rotifera [28].

From among the three lakes studied, the greatest mean biomass was found in Adamowo (1,4418 mg L<sup>-3</sup>) of which 3% were contributed by Rotifera, 35% by Cladocera and 62% by Copepoda. Karabin i Ejsmont-Karabin [21] claim that usually the biomass of zooplankton is determined by Crustacea, while Rotifera bring a very small contribution. [12, 20]. Studied zooplankton carried out of natural and artificial water reservoirs and reported that the greatest contribution to biomass was brought by Copepoda and Cladocera and then by large Rotifera. The zooplankton of Lake Adamowo had the greatest biomass determined by a relatively great number of Cladocera from the genus *Daphnia* and mature forms of Copepoda. Statistical tests have confirmed significant differences in Copepoda biomass between Adamowo and Grażyna as well as Adamowo and Klasztorne. Large crustaceans and rotifers from the *Asplanchna* sp. occurred abundantly only in Adamowo, whose bottom is in the smallest part of the 3 lakes in the littoral area and thus has the smallest number of fish fry feeding on plankton, whose presence accord-

ing to Chang i in. [2], Czerniawski i Domagała [5, 6] is the most important factor limiting the abundance of large plankters. The greater amount of crustaceans in Adamowo than in the other two lakes was also indirectly related to the trophic and biological relations. The small zooplankton biomass in Lake Grażyna is most probably a result of greater pressure of predators and greater transparency, and as claimed by Estlander i in. [14], the greater the transparency the lower the biomass of crustaceans.

Analysis of Pearson's correlations has shown a negative correlation between the transparency (expressed in terms of Secchi disk visibility) and the abundance of all groups of zooplankton. Rotifera were also statistically significantly correlated with oxygen concentration, which can be related to the excessive production of oxygen by phytoplankton. The greatest abundance of rotifers were noted in Klasztorne, characterised by strong blossoming of algae in summer. The content of Nauplii of Copepoda and Cladocera was significantly positively correlated with the concentration of inorganic nutrients and conductivity. According to many authors these taxa are often met in water of high concentration of nutrients [11]. Many positive correlations between abiotic conditions (especially the presence of nutrients) and the content of Copepoda larvae were found, which indicates Copepoda preferences to water of higher trophic. The positive correlation of abiotic parameters and the content of nauplii suggests that the population of Copepoda increases in the water with fast progressing process of eutrophication.

In conclusion, despite the same trophic status the lakes studied differed in the quantitative and qualitative composition of zooplankton, which was attributed to different environmental conditions of the lakes. As follows from analysis of literature, the quantitative and qualitative composition of zooplankton in the lakes studied was similar to those in other lakes of similar trophic status. The greatest number of taxa of Rotifera relative to the number of the other taxa could support the thesis put forward by Ejsmont-Karabin i Kuczyńska-Kippen [13] saying that the effect of urban anthropopressure on water reservoir not always leads to restriction of abundance of the Rotifer taxa. The qualitative similarity between the zooplankton of the three lakes was not so high, which can be related to the morphological differences between the lakes. In Klasztorne the amount of zooplankton (especially small plankters) was the greatest, which suggests that the smaller the lake area the greater the amount of

zooplankton in it. The highest biomass of zooplankton was noted in the largest lake Adamowo, which was attributed to the abundant presence of adult crustaceans. In great lakes with a large pelagial zone, the zooplankton biomass is much greater than in small lakes. Analysis of the relation between the environmental conditions of lakes and the composition of their plankton has shown that the greatest effect on the zooplankton structures have the abiotic conditions, in particular the presence of inorganic nutrients. Regarding to the obtained results it can be concluded that the most important factor for the occurrence of zooplankton and concentrations of inorganic nutrients are landscape conditions and morphological conditions of lakes.

## References

1. **Bajkiewicz-Grabowska E.:** *Evaluation of the natural susceptibility of shallow lakes to degradation.* *GeoJournal*, 14, 367–371 (1987).
2. **Chang K.H., Hwang S.J., Jang M.H., Kim H.W., Jeong K.S., Joo G.J.:** *Effect of juvenile fish predation on the zooplankton community in the large regulated Nakdong River, South Korea.* *Korean Journal of Limnology*, 34, 310–318, 2001.
3. **Cottenie, K., Michels, E., Nuytten, N., De Meester, L.:** *Zooplankton metacommunity structure: regional vs. local processes in highly interconnected ponds.* *Ecology*, 84, 991–1000 (2003).
4. **Cromel F.H.J., Carpenter S.M.:** *Plankton community cycling and recovery after drought – dynamics in a basin on a flood plain.* *Hydrobiologia*, 164, 193–211 (1988).
5. **Czerniawski R., Domagała J.:** *Zooplankton communities of two lake outlets in relation to abiotic factors.* *Central European Journal of Biology*, 5(2), 240–255 (2010).
6. **Czerniawski R., Domagała J.:** *Similarities in zooplankton community between River Drawa and its two tributaries (Polish part of River Odra).* *Hydrobiologia*, 638, 137–149 (2010).
7. **Czerniawski R., Pilecka-Rapacz. M., Domagała J.:** *Ocena statusu troficznego jezior przepływowych zlewni Drawy w odniesieniu do warunków środowiskowych terenu. Dynamika procesów przyrodniczych w zlewni Drawy i Drawieńskim Parku Narodowym.* *Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Poznań*, 27–38 (2010).
8. **Czerniawski R., Pilecka-Rapacz M.:** *Summer zooplankton in small rivers in relation to selected conditions.* *Central European Journal of Biology*, 6, 659–674 (2011).

9. **Czerniejewski P., Czerniawski R.:** *Analiza wielkości presji wędkarskiej oraz poziomu wprowadzonych biogenów w zanętach na przykładzie niewielkiego jeziora północno-zachodniej Polski.* [W:] Trudy. IX Międzynarodowej naukowo – praktycznej konferencji młodych uczonych, studentów i aspirantów. Analiz i Prognozowanie systemem Uprawienia. Sankt Petersburg, 27–35 (2008).
10. **Dodson S.:** *Predicting crustacean zooplankton species richness.* Limnol. Oceanogr, 37(4), 848–856 (1992).
11. **Dodson S.I., Newman A.L., Wolf W.S., Alexander M.L., Woodford M.P., Van Ergeren S.:** *The relationship between zooplankton community structure and lake characteristics in temperate lakes (Northern Wisconsin, USA).* Journal of Plankton Research, 31, 93–100 (2009).
12. **Domagała J., Czerniawski R., Pilecka-Rapacz M.:** *Charakterystyka chemiczna i fizyczna wód środkowej i dolnej Drawy w cyklu rocznym 2007/2008.* Rocznik Ochrona Środowiska, Tom 11, 675–686 (2009).
13. **Ejsmont-Karabin J., Kuczyńska-Kippen N.:** *Urban rotifers – structure and densities of rotifer communities in water bodies of the Poznań agglomeration (Western Poland).* Hydrobiologia, 446/447, 165–171 (2001).
14. **Estlander, S., Nurminen, L., Olin, M., Vinni, M., Horppila, J.:** *Seasonal fluctuations in macrophyte cover and water transparency of four brown-water lakes: implications for crustacean zooplankton in littoral and pelagic habitats.* Hydrobiologia, 620, 109–120 (2009).
15. **Falkowski M., Kukulka I., Kozłowski S.:** *Występowanie azotu azotanowego w środowisku łąkowym w świetle literatury i badań własnych.* Roczniki Naukowe AR Poznań, 251, 19–36 (1993).
16. **Filipiak J., Raczyński M.:** *Jeziora zachodniopomorskie (zarys faktografii).* Szczecin. 2000.
17. **Goldyn R.:** *Zmiany biologicznych i fizyczno-chemicznych cech jakości wody rzecznej pod wpływem jej piętrzenia we wstępnych, nizinnych zbiornikach zaporowych.* Wydawnictwo Naukowe UAM. Poznań. 2000.
18. **Goldyn R.:** *Bio-manipulacja w zbiornikach wodnych jako metoda rekultywacji.* W: Materiały konferencyjne VI Konferencji Naukowo-Technicznej „Ochrona i rekultywacja jezior”, 14–16.06.07 Toruń, 65–76 (2007).
19. **Illyová M.:** *Zooplankton of two arms in the Morava River floodplain in Slovakia.* Biologia, 61, 531–539 (2006).
20. **Karabin A.:** *Pelagic zooplankton (Rotatoria + Crustacea) variation in the process of Lake Eutrophication. I. Structural and quantitative features.* Ekologia, Poska 33, 567–616 (1985).

21. **Karabin A., Ejsmont-Karabin J.:** *Zespoły zooplanktonu jezior Suwalskiego Parku Krajobrazowego*. w: Hillbricht-Ilkowska A., Wiśniewski R. J. (red.): *Jeziora Suwalskiego Parku Krajobrazowego. Związki z krajobrazem, stan eutrofizacji i kierunki ochrony*. Zesz. Nauk. Komitetu Naukowego PAN Człowiek i Środowisko, 215–242 (1994).
22. **Klessa L., Agapow L., Piekarska A., Grochowska A., Grochowski P., Raginia P.:** *Przyroda województwa gorzowskiego, życie jezior*. Klub Działalności Podwodnej LOK „Marlin”. Gorzów Wlkp. 1996.
23. **Kuczyńska-Kippen N., Nagengast B.:** *The influence of the spatial structure of hydromacrophytes and differentiating habitat on the structure of the rotifer and cladoceran communities*. *Hydrobiologia*, 559, 203–212 (2006).
24. **Kudelska D., Soszka H.:** *Przegląd stosowanych w różnych krajach sposobów oceny i klasyfikacji wód powierzchniowych*. PIOŚ, Warszawa. 1996.
25. **Kutikova L.A.:** *Kolovratki fauny SSSR (Rotatoria). Podklass Eurotatoria (otryady Ploimida, Monimotrochida, Paedotrochida)*. Nauka, Leningrad, (in Russian). 1970.
26. **Lampert W., Sommer U.:** *Limnoecology*. Oxford University Press Inc., New York. 2007.
27. **Opuszyński K.:** *Sprzężenie zwrotne między procesem eutrofizacji a zmianami zespołu ryb. Teoria ichtioeutrofizacji*. *Wiadomości Ekologiczne*, 33, 21–30 (1987).
28. **Radwan S.:** *Fauna słodkowodna Polski, Wrotki (Rotifera)*. Polskie Towarzystwo Hydrobiologiczne, Uniwersytet Łódzki. 2006.
29. **Rybak J.I., Błędzki L.A.:** *Słodkowodne skorupiaki planktonowe. Klucz do oznaczania gatunków*. Wydawnictwa Uniwersytetu Warszawskiego. 2010.
30. **Szlauer B.:** *Hydrobiologiczna charakterystyka zbiornika ściekowego Zakładów Chemicznych „Police”*. AR, Szczecin. 1985.
31. **Szlauer B.:** *Zooplankton Jeziora Głębokiego jako wskaźnik trofii tego zbiornika*. *Zeszyty Naukowe AR Szczecin*, 171, 19–34 (1996).
32. **Starmach K.:** *Metody badania planktonu*. PWRiL, Warszawa. 1955.



## **Zooplankton trzech przymiejskich jezior na tle wybranych warunków abiotycznych**

### **Streszczenie**

Badania prowadzono w trzech eutroficznych jeziorach położonych w północno-zachodniej Polsce: jeziorze Adamowo, Grażyna i Klasztorne. Z każdego stanowiska pobierano próbę zooplanktonu oraz próbę wody do określenia wybranych parametrów fizyko-chemicznych. W odniesieniu do uzyskanych wyników można uznać, że pomimo takiego samego statusu troficznego badane jeziora różniły się pod względem struktur jakościowych i ilościowych zooplanktonu, na co miały wpływ różne warunki środowiskowe badanych jezior. Podobieństwo jakościowe zooplanktonu pomiędzy jeziorami nie było zbyt wysokie. W najmniejszym jeziorze obserwowano największe liczebności zooplanktonu, szczególnie małych plankterów. Pozwala to wnioskować, że im mniejsza powierzchnia jeziora tym większa jest liczebność zasiedlającego je zooplanktonu. Biomasa zooplanktonu osiągała największe wartości w największym jeziorze Adamowo, co było spowodowane licznym występowaniem dojrzałych skorupiaków planktonowych. Biorąc pod uwagę zależność pomiędzy warunkami środowiskowymi jezior a zagęszczeniem zooplanktonu, stwierdzić można że największy wpływ na kształtowanie struktur zooplanktonu mają nieorganiczne związki biogenne.



# Principles of Process Controlling of Irrigation Systems Using Queuing Theory

*Zuzana Palková, Tomáš Rodný*

*Slovak University of Agriculture in Nitra, Slovakia*

*Imrich Okenka*

*Janos Seley University in Komarno, Slovakia*

*Marek Kiedrowicz*

*Koszalin University of Technology, Poland*

## 1. Introduction

The global warming and extreme changes of the environmental conditions are the main themes at the present time. Hot seasons with a minimum amount of rainfall alternate with abnormal rainfall seasons. Each of these extremes negatively undermines the agricultural production, which function of population nourishment is an important part of world economy. From this point of view, the most important part of agricultural production is soil and its ability to create appropriate conditions for growing of cultivated plants. These conditions are formed in an open environment, where we cannot assume an ideal state. The factors which have effect on the process of creating environmental conditions have significant stochastic nature. With this fact must deal those who can ensure sufficient production for the continually increasing demands of nutrition. First of all, the primary opportunity to raise productivity, since the possibilities of agricultural land expansion is limited [1]. The increase has to be achieved by means of various intensification instruments/tools and progressive agricultural technologies such as irrigation, as one of the most intensification tool in agriculture are. The problems of using irrigation systems appear too high investment expenses of irrigation technology and also high overheads.

The expected trend in following periods is significant turnover in question of irrigation as a solution of the current problems. There is also starting sociopolitical pressure with the goal to support the idea of ecologic farming and sustainable development in which irrigation plays its part. That means that irrigation and irrigation technologies will be constantly gaining importance and topicality under the influence of environment. We are expecting a gradual nationwide introduction of new technologies and tools into practice, where the investments are sufficiently profitable, reliable and they will be sufficiently contributing to the expansion of opportunities in agriculture.

## **2. Material and methods**

Irrigation system remains the weakest part of soil management. Ignoring water regime of soil and that of various crops from the beginning to the end of vegetation is a large obstacle for economic and ecological irrigation. Research in the irrigation sector has accumulated enough theoretical and practical knowledge and needs only to look for ways and methods to transfer this know how into irrigation practice as soon as possible [2]. The aim of process observation in the irrigation system is the monitoring and analysis of various factors affecting the growth of crops, depending on the optimum moisture requirements of individual crops, and thus achieves higher productivity per area unit.

Precise irrigation as an aspect of agriculture is just the beginning of the research and represents water application to exact location and at exact dose. Using precise agricultural irrigation management is still in a state development and needs a lot of research and experimental work to define its implementation case study and applicability [3].

We try to integrate the accumulated knowledge into complex unit and then apply existing models and simulations in the experimental conditions, where we compare the efficiency of various algorithms and models of irrigation. By analysing model and its behaviour we expand existing models with new optimization features and compare their results with the original models.

### 3. Queuing theory basics in irrigation system controlling

Individual factors and associated processes entering into the irrigation system are fully stochastic in nature [4]. Solving problems in this area requires using methods of statistical analysis and mathematical probability. Application discipline for the monitoring and optimisation of the irrigation system is the queuing theory (QT) [5–8].

Queuing theory is dealing with systems, which give us processes of services between customers and service. As a customer in the system of the multiple process can be anything - product, equipment, land's area, etc., that means any element, which is able to satisfy customer's requirements. We can meet with the relations "customer – service" in lots of sectors of the human activities as e.g. traffic, networking etc. [9, 10]. Queuing theory studies mathematical models of systems which elements have stochastic character and where such cases are developed like waiting in queue, delay and consequent loss. Example of such a system is irrigation.

Basic scheme of the queuing system should be describe as follows – customers (service requirements) arrive into the system of service from the source. The service system consists of waiting room, where series of requirements can be developed and from the channels - places of service. When the almost one channel is free, requirement can be served, in the opposite case it is waiting in a queue.

A source can consist of unlimited amount of units – opened system, or final amount of units. After the units have been served they are returned back to the source – closed system.

Units are input into the system from the source in fixed or random time intervals. Process of the input is called **stream of the requirements**. If the moments of input are fixed, deterministic, flow of the requirements is fair. In case of random input, we call the flow of requirements probability according to the distribution process type, which is specified with the sequence of randomly long intervals between two adjacent inputs of requirements. In practice, we can find input flows of requirements Poisson's (exponential), Erlang's, normal, etc.

Input requirement is immediately served, when almost one of channels of service is free. In the opposite case, the request queues up for service. In some cases request leaves the queue following its impatience (e.g. humidity demands of plant do not allow wait for the irrigation dosage).

Mechanism of the service is a process where requests are picked up from the queue to the channels of service. We recognize the following two types of service [11]:

- **Service without priority** – requests are chosen to be served in order of input into the system, according to the rule:
  - “first comes, first served”,
  - “last leaves, last served”,
- **Service with priority** – requests enter into the system according to the different rules (etc. in the irrigation management, according to the level of loss in the early undelivered irrigation, the priority is assigned to the individual commodities in the crop rotation).

Solution for queuing theory systems with exponential input of the requests and exponential length of service (e.g. Markov’s systems or their modification), is not complicated.

Situation is getting more complicated when input processes or services are described by values with different distribution or when the mechanism of service contains other restricted requests with random character. Analytical models of these systems are very complex and many practical situations cannot be mathematically described by using the current analytical tools. In this case, it is better to use simulation models.

Simulation model helps to describe various situations, which can be seen in practical applications of the multiple services; it is not restricted by any requests for distribution of random values and a result of the solution on computer is high amount of practical usable information.

Queuing theory system is widely used within the various production areas and as well as commercial services. Theory is fully processed and results projected on the scientific level and that of agricultural processes. Management of precise irrigation is based on the theoretical principles of queuing theory, where there is an interaction between two sides. On one side, there are channels of service (irrigation system and technological irrigated system) and on the other side there is a group of plants with requirements for moisture [12].

In our research we have created mathematical models of irrigation systems based on theoretical principles of queuing theory [1, 13].

Various combinations of systems based on queuing theory depend on the solution process realised in agricultural practice. Standard QT

process in irrigation system is defined as  $N$ -channel system, limited resource requirements, with a priority system in operation [15]. Where the number of channels of the system is defined as an available pool of technical device of irrigation then source of requirements represent exact determined number of segment area units of agricultural crops and priorities as currently depends on individual segments of moisture in the soil.

In the case of irrigation system the queuing system consists of service channels serving the requests of current plants to supply additional irrigation. If the existing channels are not able to serve immediately the incoming requirements, they leave the system without serving or stay in the waiting queue where they are until the release of a channel selected according to criteria given previously. This priority is necessary in the event of water demand is appearing for those crops which are economically important or in case of non-delivery of irrigation with them causing great economic damage.

Stochastic elements in the case of irrigation system are:

- Input flow of request.
- Time longitude of request service.

Processing current mathematical QT is a complex process that requires the use of computing technology. Optimisation can rationalise the process and thus achieve desired results in agricultural practice.

For this paper we have chosen the model with one channel of service with priority of request where they do not leave the waiting room in the time interval. This model of the process considers an isolated instance where the weight of decision-making is based on a single algorithm determining the priority of requests entering the system. By isolation of algorithms in the right combinations can objectively evaluate the effectiveness of algorithms. Evaluation of the results in this case is judged on the basis of the total time needed for the quantity served exactly the requirements of channel operation (in this case, the technical equipment of mobile irrigation system). Request entering the system are Poisson stream.

The probability of  $k$  number of request to time interval  $t$  is then determined by:

$$P_k(t) = \frac{(\lambda \cdot t)^k}{k!} \cdot e^{-\lambda \cdot t} \quad (1)$$

where  $\lambda$  is the parameter of arrival of request.

In terms of applications in queuing theory it is essential that the intervals between inputs are exponentially distributed. In terms of the model's practical application there are important characteristics of independence, stationary and ordinary, which determine the conditions under which one is able to use the model with the Poisson distribution.

The time operator is the second important parameter in the queuing system which determines their capacity. There are several factors influencing the service time and therefore it is needed to consider it as an exponentially divided variant with a distribution function:

$$F(t) = 1 - e^{-\frac{t}{t_0}} \quad (2)$$

where  $t_0$  is a mean time of service.

Exponential distribution of the time operator assumes that the majority of the operator is realised for a short time. The time longitude of the requirements service depends on several factors. Most interesting cases arise if the time of service depends on a long waiting queue.

#### **4. Algorithm system and evaluation of priorities**

Algorithm of decision-making process is based on priority testing. Individual test algorithms for the priority requests determination in series are based on the template for test algorithm. Each template as the below stated test example, has to fulfil requirements for efficient data processing.

Each incoming request gets to „waiting room“ as the output value of the priority algorithm in the range of 1–100 points which is the total average of the individual tests. The value of 100 means the highest priority. The request in waiting room is placed in queue according to its priority. In the waiting room there is scheduled control mechanism that controls the request duration in a waiting room. The mechanism is changing the current priority of requirements depending on the complexity, the importance of technical crops, etc.

Heuristic analysis of the individual tests consists of following elements:

- Relationship analysis of final calculation of the given priority test.
- Composition of efficient data sections for efficient achievement for each test.

- Composition of final test procedure.
- To identify complexity of evaluated test.

Heuristic elements of the individual actions:

- Defined relation and complexity of calculation,
- Heuristic supervision of required data set from database,
- Views on the data set to obtain required sample for the relationship,
- To identify complexity of achievement for test control.

Heuristic analysis is achieved with exact definition of needed data set that is data-mining from database. This set of heterogeneous data is connected on the level of data section in SQL machine to the usable units for given calculation. By the following view on data from the right direction, we are identifying variable parameter of calculation entering into the relation for calculation. The developed database and application platform for test algorithms gives possibility to use all heuristic methods to priority test.

Calculation itself is running on the selected set of agronomical equations. Individual formulas are coming out from the previous studies and recommended methods of applied irrigation.

## **5. Model of priority determination in process control**

We are verifying the model example QT of the controlled irrigation type G/D/1 for integrity of proposed system for efficient evaluation. It is used for function verification of the decision-making system. We identify randomly generated flow of requests, created on the selected sets of measured segments. We are monitoring system behaviour for priorities selection. We determined basic tests of priority to choose the sequence in series of requests. For simplification we are thinking about exclusive channel of the service, incoming requests in deterministic cycle and interval of requests in cycles. We choose variable sets of cycle in each measurement. We are performing process for three model situations with the same sample of definition data according to criteria of rainfall template:

- Model of the extremely dry cycle.
- Model of dry cycle.
- Wet cycle.



## **Evaluation of the 6. model solution**

Model solution is offering integrated view on application of the efficient information processing with the use of heuristics. Model solution shows integrity of the proposed solution suitable for put it into the real application with real data. Main target was to verify the individual parts functionality for input and output, connection to the heuristic tests and running of information processing by heuristic system. In the output table of very dry cycle is the result sample of irrigation process of individual segments. Result from the table is that system with one channel of service is in very dry season undersized, and become to the increasing of series of requests and ignorance of duplicated requests.

Series of input requests is dynamically changed by each cycle. Significant are some swings by the given generator. Request after serving is returning back to the series of requests with high priority. This is a result of necessity for tune of sorter in the series of requests. Based on empiric tests we propose additionally to increase priority of requests based on duration for each actualisation of series of requests so in the undersized system of service does not come to the permanent irrigation only selected economically important crops.

## **7. Conclusion**

Agricultural land is a huge reservoir of water whose amount can be calculated from known values of hydro limits for different types of agricultural land in the Slovakia and for soils with different depth of soil profile. In this environment uneven distribution of rainfall and other water balance components are reflected; which significantly affects the amount of physiologically active water in time and space, as well as its dynamics in the retention area of the country.

The accurate irrigation as an aspect of precise agriculture is currently at beginning of its research and it describes the application of water in the exact place and exact dose. Using precise agriculture for irrigation management is still under development and more research and experimental work needs to be done in order to define its feasibility and applicability. Utilisation of principles of queuing theory system in the regulation of irrigation has its justification. Identification of priority requests by the system of modified tests ensures high variation usage in

real conditions. Simulations are showing to the high precision of this type of decision making without having an impact of human factor. Real applications of algorithms based on the QTS, testify about contribution of this regulation model in the area of random variable parameters in time.

The expected trend in near future is a significant turnover in irrigation outlook as possible solution of the current problems. Some intensification tools have achieved a roof effect and therefore producers are looking for sub-options.

Utilisation of principles of queuing theory system in the managed irrigation is improving. Identification of priority requests by means of modified tests helps high variability usage in real conditions. Simulations are showing with the high accuracy that this type of decision-making is without impact of human factor. Real applications of decision making algorithms based on the QT and contribution of this developed model in the area of random variable parameters will be receiving increasing attention.

The expected trend in near future is a significant turnover in irrigation prospect as possibility of solving the current problems. Some intensification tools have achieved maximal effect and therefore producers are looking for other options.

## References

1. **Okenka I., Palková Z.:** *Závlahová sústava ako model teórie hromadnej obsluhy*. In Zeměd. Ekon. Roč. 44, č. 10 467–468 (1998).
2. **Hennyeyová K., Palková Z.:** *Využitie informačných technológií a simuláčnych modelov v závlahovom hospodárstve*. - 1. vyd. - Nitra : Slovenská poľnohospodárska univerzita, 19 obr. - ISBN 80-8069-715-9. 108 (2006).
3. **Sourell H., Al-Karadsheh E.:** *Precision Irrigation Toward Improving Irrigation Water Management*. ICID-CIID 2003 - 54th Executive Council of ICID 20th European Regional Conference Montpellier. 14-19 September 2003 [CD-ROM]. Montpellier, France., 7 (2003).
4. **Simoník J., Palková Z., Okenka I.:** *Racionalizácia a modelovanie zavlažovania poľných plodín postrekom*. - 1. vyd. - V Nitre : Slovenská poľnohospodárska univerzita, obr., tab. 169 (2004).
5. **Bolch G., Greiner S., Meer H., Trivedi K.S.:** *Queueing Networks and Markov Chains*. John Wiley & Sons, New York 2006.
6. **Bose S.K.:** *An Introduction to Queueing Systems*. Springer-Verlag, Berlin 2001.

7. **Cooper R.B.:** *Introduction to Queuing Theory*. North Holland, New York 1981.
8. **Gross D., Shortle J.F., Thompson J.M., Harris C.M.:** *Fundamentals of Queueing Theory*. John Wiley & Sons, New York 2008.
9. **Le Boudec J-Y., Thiran P.:** *Network calculus: a theory of deterministic queuing systems for the internet* Springer-Verlag Berlin, Heidelberg. 2001.
10. **Borodin A., Kleinberg J., Sudan M., Williamson D.P.:** *Adversarial queuing theory*. Journal of the ACM (JACM), Volume 48 Issue 1, Jan. 2001.
11. **Seda M.:** *Modely hromadnej obsluhy*. VUT Brno, Acta Logistica 2/2011.
12. **Simonik J., Palkova Z., Okenka I.:** *Racionalizácia a modelovanie zavlažovania poľných plodín postrekom*. 1. vyd. V Nitre : Slovenská poľnohospodárska univerzita. 169 (2004).
13. **Palková Z., Rodný T.:** *Analytical model of the optimal capacity of an irrigation system*. In Scientific papers. Series "Management, economic engineering in agriculture and rural development". - Bucharest University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine, Vol. 10, no. 1, 155–158 (2010).
14. **Palková Z.:** *Modelling the optimal capacity of an irrigation system using queuing theory*. In Annals of Warsaw University of Life Sciences - SGGW: agriculture: (Agricultural and forest engineering). Warsaw University of Life Sciences Press, No. 55. 5–11 (2010).

## **Zasady procesu sterowania systemami nawadniającymi w oparciu o teorię kolejkowania**

### **Streszczenie**

Wielkość i stabilność plonów z hektara upraw rolnych w dużym stopniu zależy od warunków klimatycznych, temperatury, promieniowania słonecznego, ale przede wszystkim ilości i jakości opadów, które dla większości upraw rolnych są niewystarczające. Pomimo faktu, że sztuczne nawadnianie ma tendencję wzrostową w ostatnich latach, budowanie systemów nawadniających jest trudne pod względem inwestycji, jak również kosztowne. Jeśli pojemność systemu nawadniania, jest niewystarczająca, koszty inwestycji są zbyt wysokie, a system nie zawsze będzie w stanie spełnić zapotrzebowanie na wymaganym prawdopodobieństwem aby sprostać wymaganiom wynikającym na dostawy dodatkowego nawadniania. Spowoduje to zmniejszenie wydajności upraw rolnych lub, w skrajnym przypadku może doprowadzić do uniknięcia szkód w uprawach. Jeśli pojemność obiektu nawadniania musi zostać zmieniona to będzie oznaczać niepotrzebnie wysokie koszty inwestycyjne i ilość urządzeń nawadniających nie zawsze będzie dostatecznie wykorzystywana. Te dwa przy-

padki graniczne nie dają optymalnego wykorzystania i budowy urządzeń do prac irygacyjnych. Roszczenia plonów często nie emanują z zestawu pewnych roszczeń z tytułu każdej z roślin, ale są tylko szacunki oparte na empirycznych doświadczeniach. Precyzyjne ustalenie tych danych jest bardzo trudne i bez użycia dokładnych metod matematycznych i informatyki byłoby praktycznie niemożliwe. Niniejszy artykuł poświęcony jest tworzeniu modeli, które pozwoliłyby na ustalenie optymalnej wydajności systemu nawadniania w odniesieniu do upraw i urządzeń nawadniających. Rozwiązanie na średnią i dużą skalę nawadniania nie jest możliwe efektywne i precyzyjne za pomocą tradycyjnych metod, bez użycia aparatu matematycznego, modelowania, metody symulacji rozdzielczości i oczywiście, bez wykorzystania nowoczesnej technologii komputerowej. Jeśli spojrzymy na proces nawadniania od systemowego punktu widzenia, cały system nawadniania można podzielić na dwie części – rośliny, które otrzymują nawadniania i system, który dostarcza nawadniania. System nawadniania i upraw nawadnianych są w procesie sztucznego nawilżania będącego dostawcą i klientem. Konieczność wilgotność dla roślin występuje jako wymogu określonego rodzaju operatora - dostaw koniecznych ilościach nawadniania uzupełniających. System nawadniania jest jak stacja paliw, która spełnia wymagania - nawadnianie zapewnia, lub nie, jeśli pojemność nie jest wystarczająco wysoka. W związku z tym, problem determinacji systemu pojemności nawadniania może być postrzegany jako problem teorii kolejek – podmiot ze środków wprowadzonych do systemu w odstępach stałych lub losowo. W naszym przypadku, przepisów wjazdowych rośliny są w przypadkowych odstępach czasu. Po wejściu do operatora systemu urządzenie pracuje na natychmiast, jeśli jest co najmniej jeden wolny kanał. W przeciwnym razie wniosek może zostać stracony. Do stworzenia modelu do wyznaczenia optymalnej wydajności systemu nawadniania, musimy znaleźć odpowiedzi na te pytania: co to jest średnia długość kolejki, co jest oczekiwana średnia liczba jednocześnie nawadnianych akrów, co jest oczekiwana średnia liczba hektarów nie wymagają nawadniania, co jest spodziewane niewykorzystane moce systemów nawadniających, jaki jest średni czas oczekiwania w kolejce i to, co jest średnia liczba wymagań zawartych w systemie.



# Application of Digital Elevation Model and Aerial Photographs for Modelling Flood Prone Areas in Small Lowland Rivers

*Mariusz Sojka, Sadzide Murat-Błażejewska, Rafał Wróżyński  
Poznań University of Life Sciences, Poland*

## 1. Introduction

Floods are one of the most dangerous natural disasters, endangering human life and causing huge economic losses. The frequency of floods has increased in recent times [1]. Environmental changes such as changes in land use, growth of urban areas, and climate changes have a significant impact on the frequency of flooding and the amount of losses [6, 9].

Preparation of uniform guidelines and a common framework of procedures in order to minimize the consequences of flooding began in Europe due to high risk of disasters related to water excess. On 23 October 2007 European Union member states accepted Directive on the assessment and management of flood risks (Floods Directive). Application of hydrological and hydraulic models, integrated with GIS in floodplain mapping, allows for fast calculations and visual presentation of the results. GIS support in such models provides convenience and remarkable value to the performed analyses thanks to eliminating errors that may result from manual data entry [2]. The results obtained from modeling have widespread applications for city planners, environmental planners, flood control administration, policy makers, emergency manager, and eventually will help flood hazard mitigation [1]. One of the most commonly used hydraulic models for the evaluation of flood risk maps is one-dimensional model HEC-RAS [1, 3, 4, 7] with HEC-GeoRAS extension which enables utilization of spatial data for modeling and results visualization in ArcGIS software [8].

The aim of this study was to assess the applicability of Digital Elevation Model developed from aerial photographs to determine the flood hazard zones. This paper attempts to improve the quality of DEM by replacing river geometry based on own field measurements of analyzed reach of the river.

## 2. Study site and available data

The catchment of the Mala Welna River is situated in the central part of Poland, in the Odra River basin (Fig. 1). The total area of the Mala Welna catchment equals 688 km<sup>2</sup>. The length of the river Mala Welna is 83.8 km, the source of the river is situated at an altitude of about 119 m asl and the outlet is located at an altitude of 65 m asl. Mala Welna is a typical lowland river, and its mean slope equals 0.64%.



**Fig. 1.** Location of the study area

**Rys. 1.** Położenie obiektu badawczego

The Mala Welna river catchment is covered by mineral deposits formed mostly from loamy sands and tills, with predominate to lessivé soils. The catchment has an agricultural character. Agricultural land accounts for around 76.6%, forests 20%, surface water 2% and built-up areas 1.4%.

Mala Welna River has a heterogeneous sequence of stages and discharges measurements. Initially, in 1948 IMGW led hydrometric and periodic water level measurements in the Kiszkowo cross-section and then from 1953 in the Skoki cross-section. In the years 1978–1983 daily water level stages and periodic discharges measurements in the Owczę Głowy cross-section were made. Since 2000, we have lead a comprehensive study on water resources in the catchment to Kiszkowo

cross-section. The catchment area is 342 km<sup>2</sup> and the river length is 43.5 km. A special study area is the reach with a length of 12.02 km located between Zakrzewo and Kiszkowo villages, where the flood events were observed in details.

### **3. Methodology**

The DEM's available in the Polish national geodetic and cartographic database is made on the basis of aerial photographs at 1:26000 scale from 2005, the grid interval is 25 m. The model includes the following layers: planar areas, streams, elevation points, engineering structures and breaklines. The accuracy of DEM estimated from the average RMSE error is 0.5 m. The existing DEM was adjusted on the basis of own measurements of the river cross-sections made using ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) device Stream Pro, developed by Teledyne Instruments. Area directly adjacent to the river was measured using Topcon GPS RTK. All field measurements were made to provide best possible DEM model which is used to obtain geometry data for the hydraulic model.

The annual maximum discharges with probability of exceedance 10%, 1% and 0.2% were conducted with the use of Floods Analysis software developed in 2001 by Institute of Meteorology and Water Management (Poland). The calculations were made on the basis of maximum discharges from winter and summer hydrologic half years from the years 1965–1975, 1978–1983 and 2000–2010. In the first stage an examination of homogeneity of maximum discharge series using genetic methods and statistical methods with the use of the Grubbs-Beck test, the test of series, the Kruskal-Wallis and the Sperman rank correlation coefficient test for trend in mean and variance was worked out. Selection of the best fitted distribution function of maximum half year discharges for the following four types most commonly used in Poland such as: Gamma, log-Normal, Weibull and log-Gamma. Estimation of distribution function parameters was carried out with the use of the maximum likelihood method. Goodness of fit of theoretical probability distribution function with the empirical distributions on the basis of  $\chi^2$  Pearson test, at  $\alpha = 0.05$  significance level was tested. The most credible function of probability distribution was selected with the use of Akaike Information Criterion (ACI). The probabilities of exceedance of annual maximum discharges were calcu-

lated like an alternative of two non-eliminated independent events, based on the most credible function of probability distribution of the maximum discharges of the winter and summer season.

Water surface levels and size of the flooded area on the analyzed river section during 10%, 1% and 0.2% probable discharges was calculated using HEC-RAS model (Hydrologic Engineering Center's River Analysis System) developed by the U. S. Army Corps of Engineers (U.S. Army Corps of Engineers, 2006). HEC-RAS is one-dimensional hydraulic model that allows to perform simulations assuming steady and unsteady flow. HEC-RAS is public-domain software, so it is widely used around the world to determine flood hazard zones. In this project all calculations were performed assuming a steady flow, where the water surface levels and water velocity in individual cross-sections were calculated by solving one-dimensional energy equation. Energy losses were evaluated using Manning's roughness coefficient and contraction/expansion. All geometry data necessary to perform calculation were obtained from digital elevation model in ArcGIS software by ESRI with HEC-GeoRAS extension.

Calibration of the HEC-RAS model was performed using Manning roughness coefficients. Field observations and discharge measurements in the bridge cross-sections and aerial photographs, made during the flood in 2008, were used in the calibration process. Verification of the model was made on the basis of field measurements taken during 2009 flood. Flood hazard zones calculated in HEC-RAS model were compared with the actual zones using the measure of fit  $F$  [5]:

$$F = \frac{Num(S_{mod} \cap S_{obs})}{Num(S_{mod} \cup S_{obs})} \quad (1)$$

$S_{mod}$  represent the set of pixels located under water identified using hydraulic modeling,  $S_{obs}$  is the set of pixels located under water identified in the time of actual flood using aerial photographs and field measurements, and  $Num$  gives the number of members of these sets. Measure of fit  $F$  is the quotient of the number of cells correctly identified by the model as being flooded and the total number of flooded cells defined on the basis of modeling and measurements. In the case of perfect compliance between predicted and actual flood hazard zone  $F = 1$ .



## 4. Results and discussion

The first stage of this study was to improve the existing DEM's. River geometry was removed from the model and then replaced by the geometry based on own measurement of the river cross-sections. Riverbed ordinates identified on the basis of the existing DEM's did differ from those measured in the field in the range from 0.3 to 0.9 m. An accurate numerical model of the study site is very important especially in the lowlands areas without levees. Calibration of hydraulic model HEC-RAS was based on the observed flood in 2008 on the section from Gorzuchowskie Lake to Owieczki cross-section. Discharges measured in March 2008 in the bridge cross-sections located along the river were the input data to the hydraulic model. A total of 500 simulations were made assuming different Manning's roughness coefficient for main channel and adjacent areas in 61 cross-sections (Fig. 2). In the calibration process the Manning's values were divided into 0.005 interval from the selected rough scale values such as 0.02 to 0.05. The maximum value of measure of fit  $F$  calculated using Horrit's and Bates formula (2001) between modeled and actual flood area was 0.87 (Fig. 3). The model has been verified on the basis of independent data collected during the 2002 flood which was used to reconstruct flood hazard zone in ArcGIS software. It was compared to modeled flood zone. This time the measure of fit equals  $F = 0.73$ . Calibrated and verified model was used to determine the extent of flood hazard zones at 10%, 1% and 0.2% probable discharges.

Maximum annual discharges with probability of exceedance 10%, 1% and 0.2% shown in Figure 4 are calculated with the use of Floods Analysis software on the basis of half years maximum discharges. The best fitted functions of probability distribution on the basis of ACI have occurred the Gamma (ACI = 133.25) and the log-Gamma (ACI = 72.76) distribution functions for winter and summer hydrologic half years respectively Table 1.



**Fig. 2.** Map with cut-lines and classification results

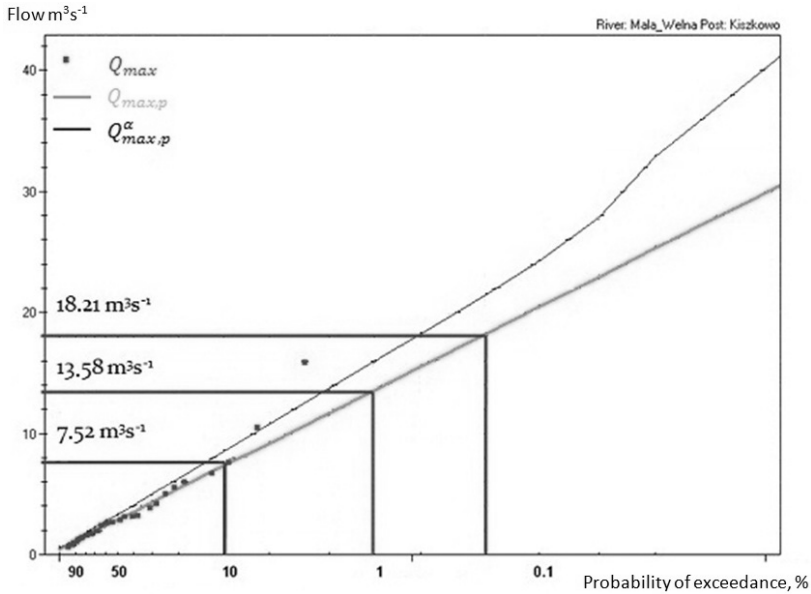
**Rys. 2.** Przekroje poprzeczne wraz użytkowaniem terenu



**Fig. 3.** Observed and modeled flood extents

**Rys. 3.** Rzeczywiste i modelowane strefy zalewowe

Such calculated maximum annual discharges were used to delineate flood prone areas by means of HEC-RAS model.



**Fig. 4.** Probability curve of the maximum annual discharge for Mala Welna River at the Kiszkowo cross-section

**Rys. 4.** Krzywa prawdopodobieństwa przewyższenia przepływów maksymalnych rzeki Małej Welny w przekroju Kiszkowo

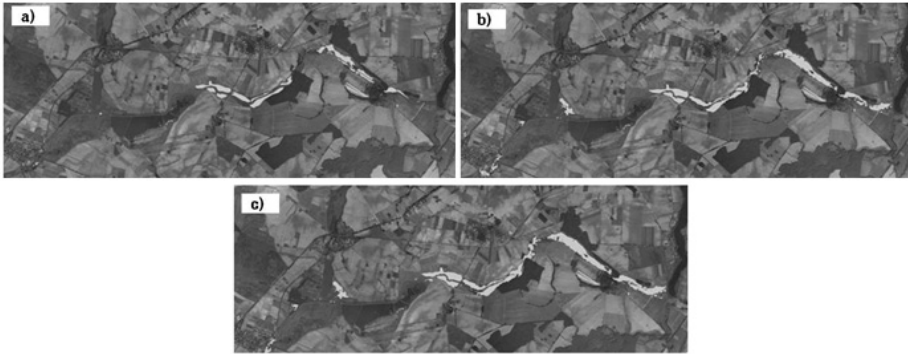
**Table 1.** Results of Chi-square test and ACI for given distribution types

**Tabela 1.** Analiza statystyczna dopasowania przyjętych funkcji rozkładu prawdopodobieństwa

Distribution type	Winter season		Summer season	
	Chi-square	ACI	Chi-square	ACI
Gamma	2.65	133.25	1.57	77.90
Weibull	2.73	133.52	2.14	78.07
log-Normal	3.22	134.90	0.69	73.00
log-Gamma	5.87	142.59	0.79	72.76

Floods maps for three different return periods are shown in figure 5. Maximum annual discharges of given return periods were used for creating flood hazard maps by dividing them into three water depth representing low – 0–0.5 m, moderate 0.51–1.0 m and high risk – more than 1 m (Table 2). The results obtained from HEC-RAS model were used to overlay with land use and land cover maps from the year 2010. Flood

hazard zones have occurred mainly in arable land and meadows. The width of the flood zones ranged from 10 to 360 m.



**Fig. 5.** Flood risk map for given probabilities  $Q_{10\%}$ (a),  $Q_{1\%}$ (b) and  $Q_{0.2\%}$ (C)

**Rys. 5.** Mapa zagrożenia powodziowego dla przepływu  $Q_{10\%}$ (a),  $Q_{1\%}$ (b) i  $Q_{0.2\%}$ (C)

**Table 2.** Flood hazard area depending on water depth  $h$  for various return periods

**Tabela 2.** Rozkład głębokości w wyznaczonych strefach zagrożenia powodziowego

Return period years	Low ( $h < 0.5$ m) km <sup>2</sup>	Moderate ( $h = 0.5-1.0$ m) km <sup>2</sup>	High ( $h > 1$ m) km <sup>2</sup>	Total area km <sup>2</sup>
10	0.419	0.048	0.005	0.472
100	0.721	0.132	0.030	0.883
500	0.763	0.258	0.040	1.061

## 5. Conclusions

The study showed the usefulness of the hydraulic model HEC-RAS and geographic information system ArcGIS integration to predict flood hazard areas in accordance with requirements of the Directive 2007/60/EC (2007). However, the use of hydraulic models should be preceded by calibration and validation process based on the past observed floods. To achieve satisfying results in flood risk modeling it is important to use DEM loaded with the smallest possible error which optimally reflects the land relief and has the appropriate spatial resolution. The main conclusions of this paper are as follows:

1. Quality of DEM available in Polish resources developed from 1:26000 scaled aerial photographs is not satisfactory enough in case of hydrological modeling.
2. DEM can be improved by adding a specific river geometry obtained from field measurements.
3. The improved DEM and hydraulic model HEC-RAS allow for accurate estimates of flood hazard zones in the small and medium-sized river catchments.

## References

1. **Ahmad B., Kallem M. S., Butt M. J. and Dahri Z. H.:** *Hydrological modeling and flood hazard mapping of Nullah Lai*. Proc. Pakistan Acad. Sci. 47(4): 215–226 (2010).
2. **Gül G.O., Harmancioglu N. and Gül A.:** *A combined hydrologic and hydraulic modeling approach for testing efficiency of structural flood control measures*. Nat Hazards 54, 245–260 (2010).
3. **Gunasekara I. P. A.:** *Flood hazard mapping in lower reach of Kelani river*. Engineer, Vol. XXXXI, No. 05, 149–154 (2008).
4. **Hicks F.E.A and Peacock T.:** *Stability of HEC-RAS for flood forecasting*. Canadian Water Resources Journal, Vol. 30(2), 159–174 (2005).
5. **Horritt M.S. and Bates P.D.:** *Effect of spatial resolution on a raster based model of flood flow*. Journal of Hydrology 253, 239–249 (2001).
6. **Kjeldsen T.R.:** *Modelling the impact of urbanization on flood frequency relationships in the UK*. Hydrology Research Vol 41.5 391–405 (2010).
7. **Myronidis D., Emmanouloidis D., Stathis D. and Stefanidis P.:** *Integrated flood hazard mapping in the framework of the E.U. Directive on the assessment and management of flood risk*. Fresenius Environmental Bulletin, Vol. 18, No 1, 102–111 (2009).
8. **Ozcan O., Musaogul N., Seker D.Z. and Tanik A.:** *Determination of flood risk in Sakarya sub-basin using remotely sensed data and GIS*. Fresenius Environmental Bulletin, Vol. 17, No 11b, 1964–1970 (2008)
9. **Sole A., Giosa L., Nole L., Medina V. and Bateman A.:** *Flood risk modeling with LiDAR technology*. Flood Recovery, Innovation and Response I, Ecology and the Environment, Vol. 118, 2008.

## **Zastosowanie Numerycznego Modelu Terenu oraz zdjęć lotniczych przy wyznaczaniu stref zagrożenia powodziowego w małych zlewniach rzek nizinnych**

### **Streszczenie**

Celem pracy była ocena możliwości zastosowania numerycznego modelu terenu opracowanego na podstawie zdjęć lotniczych do wyznaczenia stref zagrożenia powodziowego. Wiele prac koncentruje się na ocenie ryzyka powodziowego w zasięgu dużych rzek pomijając aspekty niepewności wyznaczania stref dla rzek małych i średnich, gdzie jakość numerycznego modelu terenu wywiera zdecydowanie większy wpływ na wyniki modelowania.

W pracy podjęto próbę poprawy jakości NMT na podstawie własnych pomiarów terenowych prowadzonych na analizowanym odcinku rzeki Małej Wełny. Pozwoliło to na precyzyjne odzwierciedlenie koryta rzeki, a co za tym idzie możliwości zastosowania takiego modelu bez konieczności opracowania nowych modeli przy pomocy LIDAR. W pracy wyznaczono strefy zalewowe na 12 kilometrowym odcinku rzeki Małej Wełny. Do obliczeń rzędnych zwierciadła wody przy trzech scenariuszach powodziowych (10%, 1% oraz 0,2%) zastosowany został model HEC-RAS oraz program ArcGIS z rozszerzeniem HEC-GeoRAS, który zapewnia kompatybilność obu programów. Model został skalibrowany i zweryfikowany na podstawie dostępnych zdjęć lotniczych i pomiarów terenowych wykonanych podczas powodzi w latach 2008 i 2009. Badania wykazały, że dostępny w Polsce numeryczny model terenu opracowany na podstawie zdjęć lotniczych w skali 1:26000 może być z powodzeniem stosowany w procesie wyznaczania stref zalewowych pod warunkiem uzupełnienia go o dane pochodzące z własnych pomiarów terenowych koryta rzecznoego. Badania potwierdziły użyteczność korzystania ze zdjęć lotniczych podczas procesu kalibracji i weryfikacji obliczeń hydraulicznych podczas modelowania powodzi.



## **Modifications Concerning the Combustion Air from the Pyrolysis Boiler**

*Vlastimil Kuběna*

*VŠB – Technical University of Ostrava, Czech Republic*

*Jana Müllerová*

*University of Žilina, Slovak Republic*

*Jan Valíček, Marta Harničárová*

*VŠB – Technical University of Ostrava, Czech Republic*

*Tadeusz Hryniewicz, Krzysztof Rokosz*

*Koszalin University of Technology, Poland*

*Vojtěch Václavík*

*VŠB – Technical University of Ostrava, Czech Republic*

*Roman Michalovič*

*University of Žilina, Slovak Republic*

### **1. Introduction**

A boiler or a stove is a device, which is used as an economical and environmentally friendly source in order to heat a place. As a fuel, biomass (wood, wood waste, straw, hay, shavings, chippings, cuttings, saw dust, etc.), fossil fuels (coal, petroleum derivatives, gas), and others are used. The operation of boilers can be either fully automated, which is considered to be a great advantage just in time when we cannot control the device, or manual, which means that an operator needs to have a possibility of manual control of fuel feeding [1]. Boilers that burn and gasify lump wood are called wood gasification boilers. These devices are also used for the combustion of biomass, mostly hard dry wood (beech, oak).

Wet wood is not very suitable because it burns poorly, which causes considerable losses, and if water vapour condenses on interior parts of the device, this may lead to corrosion and device failure. The moisture content of wood billets for heating purposes should not exceed 20%; nevertheless, every boiler manufacturer demonstrates this value in product user manuals, so it is recommended to follow the instructions of the manufacturer [2]. If wood is dry enough to burn, it can generate considerable heat. A consequent reduction in the amount of air to the boiler would probably cause higher tarring; to prevent that, many users keep the fire burning by using extra-dry firewood [3]. The use of a particular type of biomass depends on its chemical and physical properties. Biomass materials can have a wide range of moisture content. High water content in fuels tends to increase the consumption of energy that is required to evaporate the water. The high moisture of biofuels has a negative impact on formation of an arch in fuel storage bins, flue gas volume, amount of water vapour in the flue gas, flue gas dew point temperature increase, and on an increased risk of corrosion on some parts of combustion equipment. This is reflected in the combustion equipment design.

The elemental composition of biomass is not very different from that of other solid fuels. The most important task is to monitor carbon, hydrogen and oxygen proportions in dry matter [4]. In contrast to fossil fuels, biomass contains about twice the amount of oxygen ( $O_2$ ) and smaller amount of carbon (C). The contents of hydrogen ( $H_2$ ) and nitrogen ( $N_2$ ) of fossil fuels and biomass are almost the same. With regard to chemical components, biomass contains also trace amounts of elements that influence the production of combustion pollutants. They are sulphur (S) and chlorine (Cl) [5]. Individual fuels differ from each other in the content of substances influencing the production of emissions. As compared to fossil fuels, biomass has a very low sulphur content, which has an impact on the total amount of sulphur dioxide; this causes acid rain and smog episodes in villages. Chlorine, if burnt, contributes to the formation of hydrochloric acid (HCl) and dioxins (PCDD/PCDF), and occurs mainly in cereal straw and hay, which is given by the use of fertilizers in agriculture. In biomass, so-called inorganic trace elements affecting indirectly the combustion process, pollutant formation, creation of deposits, and others are contained too. These elements are lead (Pb), potassium (K), sodium (Na), calcium (Ca), silicon (Si), etc. [6]. When burning fossil fuels as well as



biomass, emissions are released into the air. The average production of ash from wood biomass combustion is approx. 0.4 to 0.7% by weight of burnt wood and approx. 1.5–3% by weight of burnt bark. When burning wood with a volume of 1m<sup>3</sup>, 3 to 5 kg of ash are produced. Ash matter in the firebox cannot be sintered below the temperature of 1100°C, and ash in the form of bulk materials can be used as natural fertilizer, because it contains oxides of calcium, potassium, magnesium and phosphorus. Safety of biomass combustion in hot water boilers has a large influence on human health and safety [7].

## **2. The state of the art**

Biomass is mainly known as firewood (logs), sawdust, wood shavings, wood chips, and a product that is made of them for heating purposes in the form of pellets and briquettes. Their efficient combustion requires a modern technology; many of these fuels have a high moisture content. Others, such as sawdust and straw require a different combustion process owing to their properties. A classic stove cannot effectively use a wood gas that is produced by thermal gasification. Modern technologies came with the double chamber combustion of wood resulting in increased combustion efficiency (i.e. lower fuel consumption) and especially in a high level of output controllability while maintaining rated efficiency [8].

With the problems of domestic and local boilers mainly companies manufacturing their products only in their countries (some only in their surroundings) tackle. So each company develops its own facilities, which are very similar to those of competitors; each of them having its own know-how. Current research in these facilities focuses on the efficiency of the combustion process, which ranges from 80% to 90% [9]. A gasification system is very economical; it delivers fuel savings of up to 40%. This method is introduced as another alternative to innovation. The determination of system performance and concentration of emissions from gasification boilers has been so far provided only by specialized services at the request of manufacturers and users. The measurement itself is laborious, time consuming, and therefore relatively expensive. It requires the use of special and expensive aids and measuring instruments [10].

### **3. The experimental procedure**

A hot water boiler of the type MA23 for lump wood gasification with the output of 23 kW (Fig. 1) was subject to output, emissions and safety testing. The boiler is equipped with its own electronic temperature controller and a temperature safety fuse. The boiler status and its equipment were tested in accordance with current technical documentation supplied by the manufacturer. Spruce wood with a moisture content of 20% and a calorific value of  $15.266 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$  was used for experimental purposes. Air temperature in a test room as well as temperature of air being sucked into the combustion chamber was  $22.15^\circ\text{C}$  on an average. An exhaust throat of the hot water boiler with a diameter of 150 mm was connected to a section for gas measurement and associated with a chimney of 6 m height and 300 mm diameter. When determining the heat output, boiler efficiency, combustion time, components in the combustion gas and exit-flue gas temperature, the boiler was operated at the heat output in its output range throughout testing. All tests of the hot water boilers were conducted at the Faculty of Mechanical Engineering in Žilina (Department of Power Engineering) having necessary modern and testing equipment. The thermal efficiency of the hot water boiler tested was evaluated by a direct method. The test of hot water boilers consists of tests to determine the capacity, including an operational safety test for combustion equipment verifying the thermal overload resistance of the boiler. To evaluation parameters of the tests belong the efficiency, emission conversion, functionality test of the surplus heat removing equipment. There is a requirement for low-emission combustion in boilers operated even at low heat output capacity, which shall not be less than 40% of the rated heat output capacity. The hot water boiler being under test is placed on a weighing machine owing to the measurement of fuel consumption. A throat for the evacuation of combustion gases is connected to an isolated section for flue gas measurement with measuring points for measuring the flue gas temperature (chimney temperature), chimney draught, flue gas composition (carbon dioxide, oxygen, carbon monoxide, nitrogen monoxide and also  $\text{NO}_x$ ), and for taking the samples of the unburnt solid particles. To keep the draught constant, an exhaust fan for venting is placed there. Its speed is regulated by a frequency converter. The flue gas temperature is measured by a temperature sensor located

inside a probe sucking the flue gas. The probe has three sampling points; one of them is placed in the middle of the smoke-flue duct. The other two are located within one quarter distance of the smoke-flue duct diameter from the edge of the wall. The flue gas composition was measured by a spectral analyzer PHOTON evaluating the concentrations of carbon monoxide (CO), carbon dioxide (CO<sub>2</sub>), nitric oxide (NO), sulphur dioxide (SO<sub>2</sub>) using a technology known as NDIR (nondispersive infrared method). An electrochemical sensor was used to evaluate the oxygen (O<sub>2</sub>) and nitrogen dioxide (NO<sub>2</sub>) concentrations. The measured concentrations were converted to standard conditions (pressure of 1013.25 Pa, temperature of 273.15 K) and the reference oxygen content (6% for biomass boilers). A mean value of the volume emissions [ppm] is converted to a unit of mass [mg·m<sup>-3</sup>], whereas for calculations were used the following relations:  $P_{CO} = 1.25 \text{ kg (n) m}^{-3}$ ,  $P_{NO_2} = 2.05 \text{ type Isostack}$ . The content of solids in the flue gas was measured and evaluated by a gravimetric method. The measurement of solids was carried out using apparatuses as given in [11].



**Fig. 1.** The hot water boiler MA 23 – test probe connection [14]

**Rys. 1.** Kocioł MA 23 do wody gorącej – połączenia testowe [14]

Each of the tests lasted 240 minutes; no external intervention, the boiler stoked once. For maintaining the rated output, a standard electronic control unit that was part of the boiler was used. The unit controls the boiler on the basis of measurement of outlet water temperature.

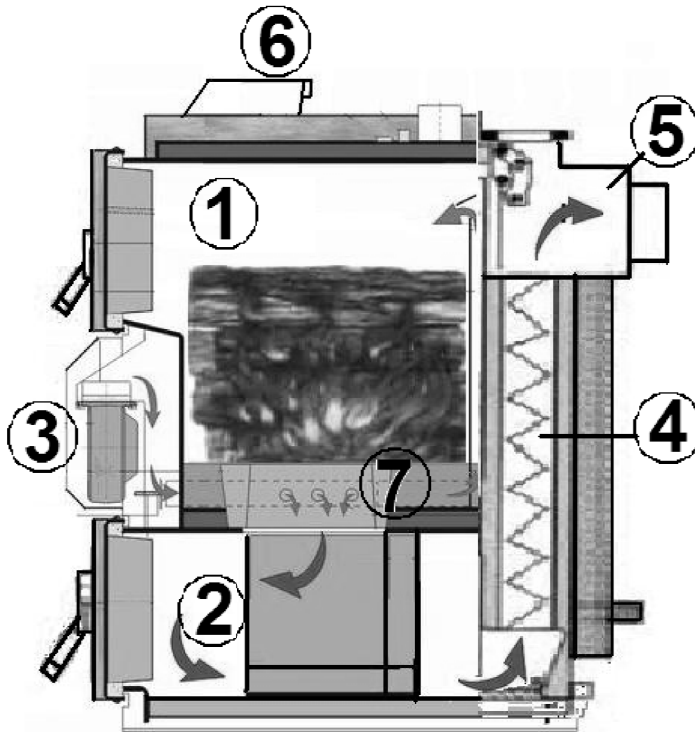
#### **4. The hot water boiler MA23**

The hot water boiler MA23 (Fig. 2) belongs to the gasification boilers for combustion of dry lump wood. Owing to its output it is intended primarily for the heating of family houses, cottages, small office buildings and other small buildings. The maximum required heat output is 23 kW. The boiler works on the principle of fuel gasification. The boiler consists of two chambers that are placed one above the other. The upper chamber serves as a fuel hopper with a process of burning away. The lower serves as a combustion chamber and ashtray. This type of boiler can be regulated by the combustion air. The hot water boiler is made of steel. At the bottom of the combustion chamber there is an after-burner chamber, in which a refractory concrete deflector is placed. The combustion air intake is realized by using a radial fan. In addition, combustion in hot water boilers must be safe; emissions will be low, while the minimum heat output capacity will not be greater than 30% of the rated heat output capacity of hot water boilers. The minimum value of the heat output capacity may be higher in hot water boilers with manual fuel feeding. The amount of heat generated should be determined by the manufacturer. This shall be included in documentation.

*The boiler provides fuel pre-drying* with subsequent gasification at a high temperature. Both the primary and the secondary air flow are preheated and then distributed in a desired, ideal proportion to the boiler firebox and to the nozzle.

The primary combustion air is driven into the combustion chamber through the space beneath the upper door. An even distribution of the preheated primary air ensures that only smaller amounts of fuel are gasified. Therefore, the boiler is highly economical and has a high heating coefficient of performance – 85–89% throughout the output capacity range. This design enables a more efficient gasification of rather large pieces of wood. The secondary air that is driven into the gasification nozzle is preheated to a high temperature. It prevents the flame from being chilled and combustible substances burn well. The lower combustion chamber is equipped with fireproof concrete blocks where the process of

burning is completed and all particles that fall down to this space are completely burnt.



**Fig. 2.** Hot water boiler MA23, where: 1 – feed chamber, 2 – combustion chamber, 3 – fan, 4 – tube heat exchanger, 5 – chimney neck, 6 – electronic controller, 7 – refractory concrete deflector

**Rys. 2.** Kocioł MA23 do wody gorącej: 1 – komora zasilania, 2 – komora spalania, 3 – wentylator, 4 – rurowy wymiennik ciepła, 5 – szyjka komina, 6 – sterownik elektroniczny, 7 – żaroodporny deflektor betonowy

## 5. The results and discussion

Basic measurements were carried out using the direct and the indirect method according to relevant standards and regulations for the Slovak Republic, Czech Republic and European Union. In the whole extent from ignition to extinction with regard to the need to compare modifications of

the fitting, we chose for evaluation a range of temperatures of water being heated from 60°C to 90°C, i.e. the working range of temperatures at which the boiler was operated most frequently. We were interested in the measurement of amounts of CO (product of uncomfortable combustion), boiler output and temperature of outlet water depending on the temperature of the flue gas. A record of the measured carbon monoxide production for the first experimental measurements of rated heat output of the gasification boiler showed very disappointing results. As can be seen in Fig. 3, the mean value of carbon monoxide (CO) concentration was almost 8000 mg·m<sup>-3</sup> in the case of boiler stoked with fuel twice.

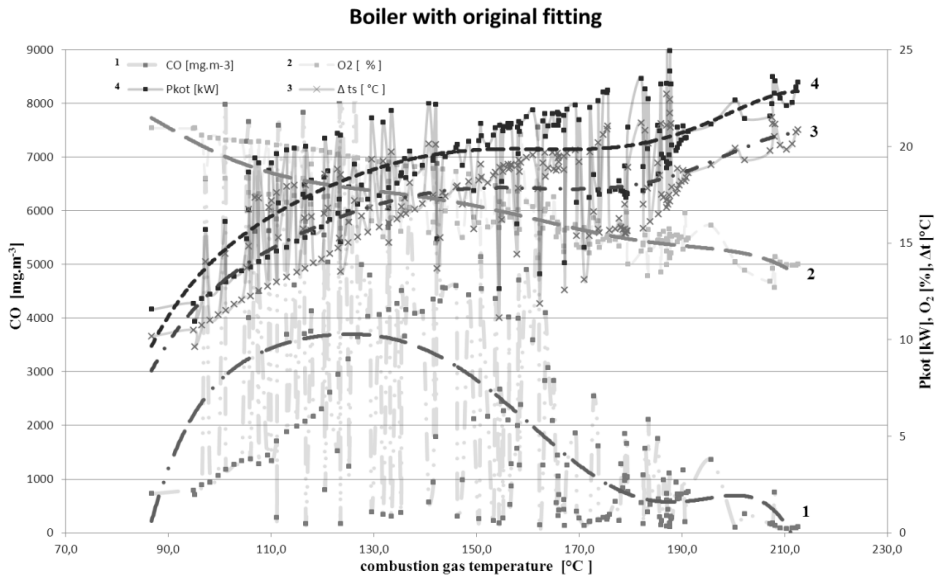


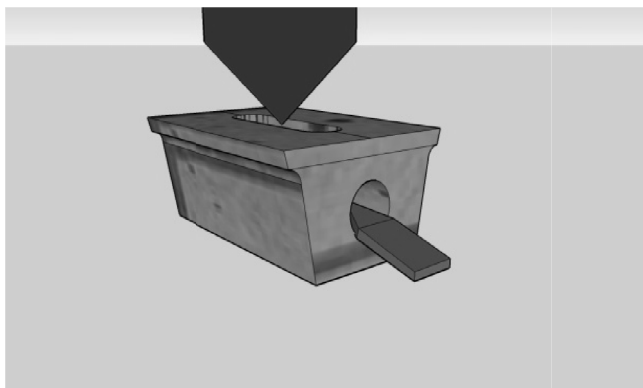
Fig. 3. Data from measurement in a case of the original fitting

Rys. 3. Charakterystyka urządzenia/kotła oryginalnego

The mean value of carbon monoxide concentration in the case of boiler stoked twice (original fitting, see Fig. 4) without modification of the combustion air distribution was 2.072 mg·m<sup>-3</sup>.

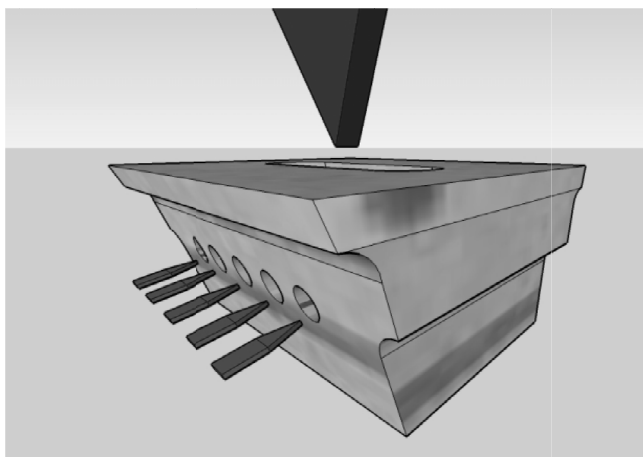
The gasification boiler had to undergo modification concerning the combustion air and gas intake (Fig. 5) into the secondary combustion zone, see 7 in Fig. 2.

The newly designed fitting (fireproof shaped piece used for air distribution) has orifices along the longer side intended for the intake of secondary combustion air and gas from the combustion chamber. The combustion modification leads to a lower production of the measured flue gas. The change in the fitting is reflected in the measured values of carbon monoxide concentration with an average of  $1375.7 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ . This result was expected and confirmed by measuring.



**Fig. 4.** The original fitting

**Rys. 4.** Urządzenie oryginalne



**Fig. 5.** The new designed fitting

**Rys. 5.** Nowo zaprojektowane urządzenie

In Fig. 3 data from measurement in a case of the original fitting can be found. Fig. 6 and Fig. 7 show improvement in the combustion process; an improved reaction between the air and the gas being combusted takes place. The first change was a design change. The first two experiments were carried out with the control of air supply depending only on combustion temperature; in the last measurement, with the new fitting and the second stoke, another control member was added to the control computer, namely chimney temperature; another change was that in control electronics.

The mean dispersion is low, which is caused by “jumpy” control of combustion air supply, when fluctuations from the mean value are caused by closing and opening air shutters. In Table 1 the average values of desired quantities are given, and in Table 2 the values of desired quantities at the rated output of the boiler MAGA 23 are presented.

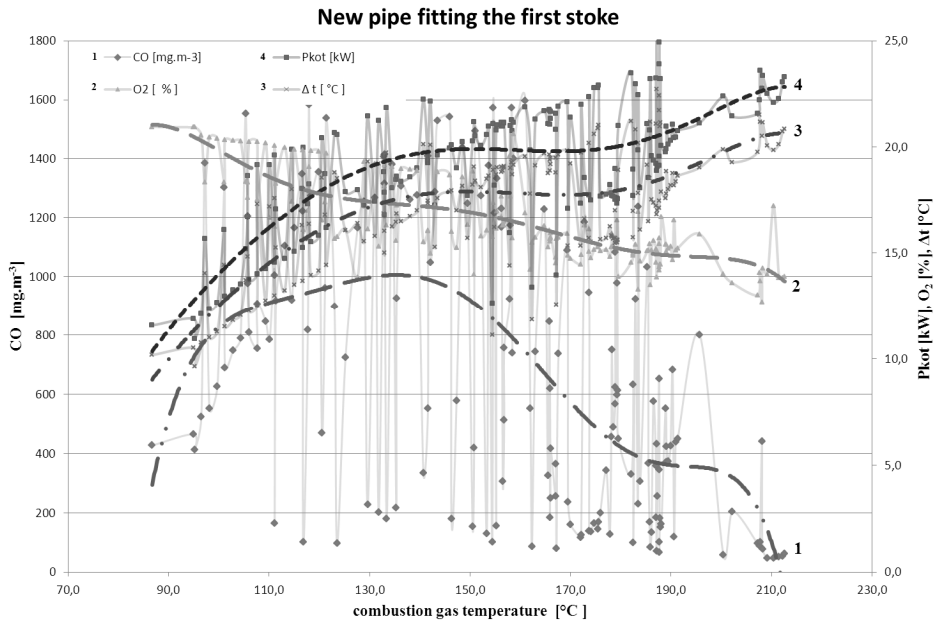
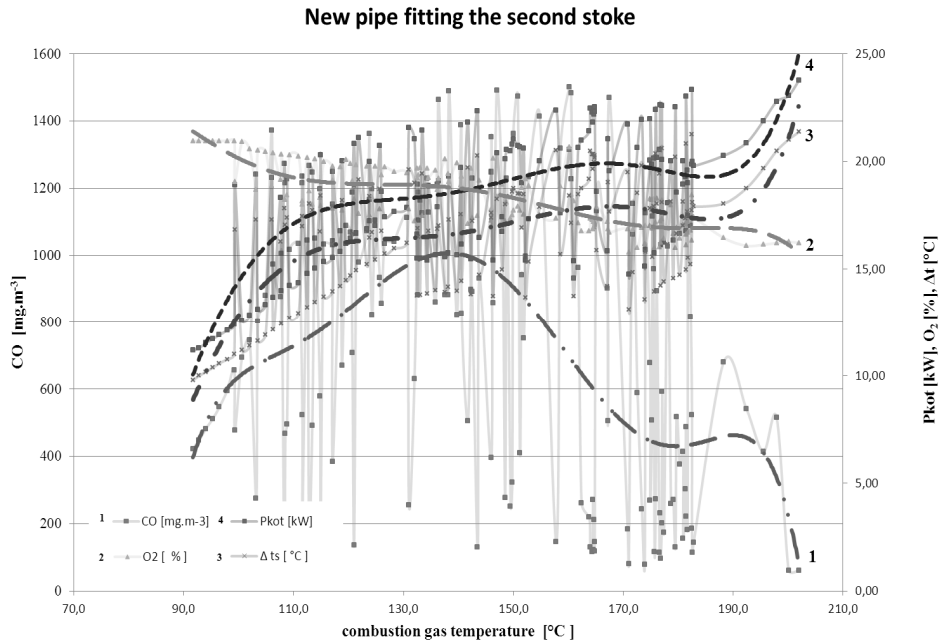


Fig. 6. The new designed fitting: the first stoke

Rys. 6. Charakterystyka nowego urządzenia: pierwsza próba/załadowanie





**Fig. 7.** The new designed fitting: the second stoke

**Rys. 7.** Charakterystyka nowego urządzenia: druga próba/załadowanie

**Table 1.** Average values of desired quantities

**Tabela 1.** Średnie wartości pożądanych/badanych wielkości

	Unit	Original condition	New fitting 1D	New fitting 2D
$P_{kot}$	kW	19.2	19.3	18.5
CO	$mg \cdot m^{-3}$	2072.0	660.8	696.3
$O_2$	%	16.6	16.5	18.2
$NO_x$	$mg \cdot m^{-3}$	115.2	120.4	90.9
Outlet temperature	°C	79.6	79.3	79.4
Chimney temperature	°C	154.3	156.6	145.9
Temperature gradient	°C	17.2	17.3	16.6

**Table 2.** Values of desired quantities at rated output

**Tabela 2.** Wartości pożąanych wielkości przy mocy znamionowej

		Original condition	New fitting 1D	New fitting 2D
$P_{kot}$	kW	23.06	23.06	23.06
CO	$mg \cdot m^{-3}$	92	54	62
$O_2$	%	13.83	13.8	16.26
$NO_x$	$mg \cdot m^{-3}$	136.9	244.2	157.5
Outlet temperature	$^{\circ}C$	83.5	83.5	88.4
Chimney temperature	$^{\circ}C$	212.6	212.2	200.1
Temperature gradient	$^{\circ}C$	20.13	20.72	21.02

From the analysis of acquired data, a regression analysis was made to obtain the description and prediction of dependences and relations between individual parameters. From the performed analyses, the following equations (1) to (10) for dependences were received, see Fig. 8.

Chimney draught on output:

$$p_k = 35.78498 + 2.0755 \cdot P_{kot} \quad ; \quad R^2 = 0.97 \quad (1)$$

Chimney temperature on output:

$$t_k = 124.14299 + 3.075308 \cdot P_{kot} \quad ; \quad R^2 = 0.93 \quad (2)$$

Instantaneous oxygen balance factor  $K_{kb}$  on  $p_k$ :

$$K_{kb} = \frac{1.136 \cdot p_k}{P_{kOPT}} \quad (3)$$

Fan revolutions on output:

$$N_{ot} = 10^{(2.265 + 0.325 \cdot \log(P_{kot}))} \quad (4)$$

Fan revolutions on temperature in chimney exhaust pipe bend:

$$N_{ot} = 10^{(2.265 + 0.325 \cdot \log(-1406.4927 + 49.81042 \cdot t_k - 0.69949 \cdot t_k^2 + 0.00494 \cdot t_k^3 - 1.75068 \cdot 10^{-5} \cdot t_k^4 + 2.49413 \cdot 10^{-8} \cdot t_k^5))} \quad (5)$$

Fan revolutions on chimney draught:

$$N_{ot} = 10^{(2.365 + 0.325 \cdot \log(17.56402 + 0.4526 \cdot p_k))} \quad (6)$$

For values of emissions at  $P_{kotOPT} = P_{kotmax} = 23$  kW, the following equations hold true:

$$CO_{prep} = -2912.68649 + 698.44724 \cdot P_{kot} - 55.35295 \cdot P_{kot}^2 + 1.48709 \cdot P_{kot}^3 \quad (7)$$

$$NOx_{prep} = -361.15795 + 79.64852 \cdot P_{kot} - 5.70241 \cdot P_{kot}^2 + 0.14407 \cdot P_{kot}^3 \quad (8)$$

$$CO_{ppm} = -2351.95047 + 578.63494 \cdot P_{kot} - 46.84466 \cdot P_{kot}^2 + 1.27787 \cdot P_{kot}^3 \quad (9)$$

$$CO_{cmg} = -1782.53905 + 438.61597 \cdot P_{kot} - 35.51257 \cdot P_{kot}^2 + 0.96881 \cdot P_{kot}^3 \quad (10)$$

$$NOx_{ppm} = -77.93008 + 17.32183 \cdot P_{kot} - 1.24033 \cdot P_{kot}^2 + 0.03233 \cdot P_{kot}^3 \quad (11)$$

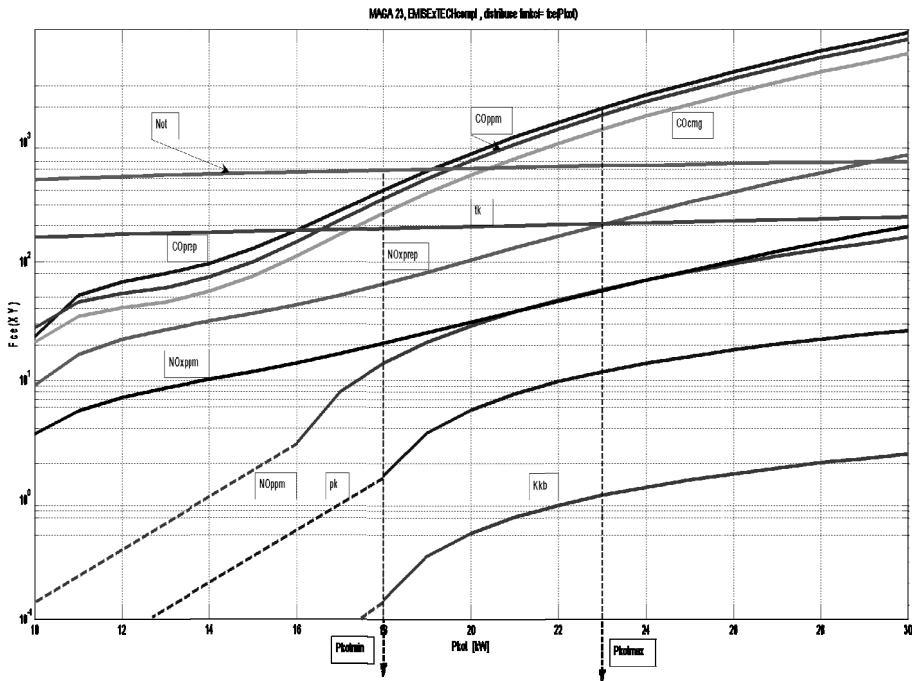
$$NO_{ppm} = 49.76939 - 10.47717 \cdot P_{kot} + 0.47193 \cdot P_{kot}^2 \quad (12)$$

Where:

- $P_{kot}$  – the boiler output,  $t_k$  – chimney temperature,
- $P_{kotOPT}$  – the boiler output optimum,
- $P_{kotOmax}$  – the boiler output max,  $N_{ot}$  – fan revolutions,
- $p_k$  – chimney draught,
- $K_{kb}$  – instantaneous oxygen balance factor.

At maximum output  $P_{kot} = 23$  kW, from the equations (1) to (6) the following values are acquired for the observed operating parameters  $p_k = 12.4475$ ,  $t_k = 210.4638$ ,  $K_{kb} = 1.136$ ,  $N_{ot} = 642$ . From the equations (7) to (12), the values of emissions are then as follows:  $CO_{prep} = 1.9633e+003$ ,  $NO_{xprep} = 207.0828$ ,  $CO_{ppm} = 1.7237e+003$ ,  $CO_{cmg} = 1.3070e+003$ ,  $NO_{xppm} = 57.6966$  and  $NO_{ppm} = 58.4455$ .

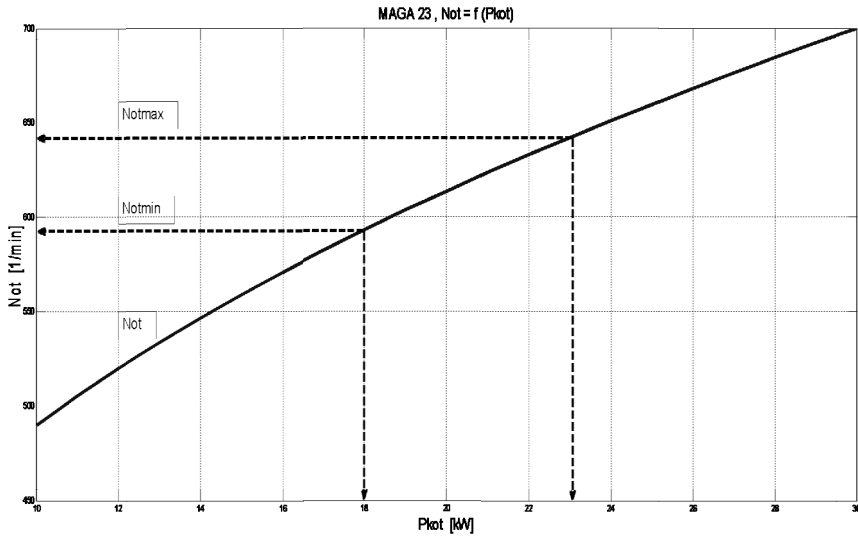
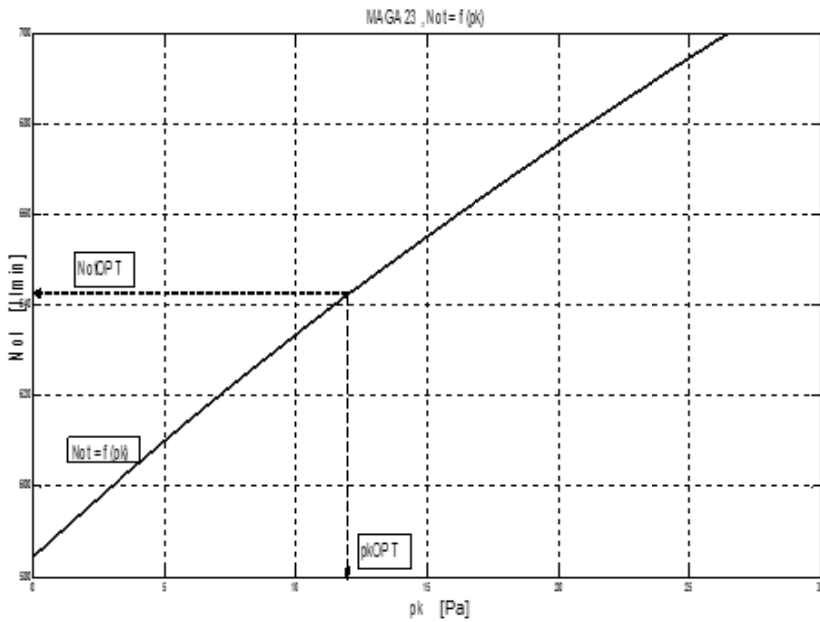
Thus, in Fig. 8 the distribution of functions and their relation with delimitation of the operating area of the boiler from  $P_{kotmin} = 18$  kW to  $P_{kotmax} = 23$  kW, i.e. the area determined by the minimum and the maximum boiler output, are given. The theoretical minimum output is confined to the area where the values of chimney draught and oxygen balance are negative.



**Fig. 8.** Distribution of functions and their relation with delimitation of operating area of the boiler from  $P_{kotmin} = 18$  kW to  $P_{kotmax} = 23$  kW

**Rys. 8.** Rozkład funkcji oraz ich relacji z rozgraniczenia obszaru roboczego kotła z  $P_{kotmin} = 18$  kW do  $P_{kotmax} = 23$  kW (pożądanych wielkości mocy znamionowej)

In the graph, instantaneous values of observed operating functions and emissions can be read on the vertical line  $P_{kotmax}$  in the case of achieving and permanent maintaining the maximum output of the boiler. The mechanism of combustion process in the boiler can be actively controlled and regulated by boiler fan revolutions according to dependence of the number of revolutions on continuously measured temperature in the chimney exhaust pipe bend (5) by means of e.g. a PID controller. The fan speed can be maintained according to Fig. 9 at 642 rpm. By revolution control, common fluctuations in a very important parameter of combustion, namely the instantaneous draught in the chimney can be simultaneously eliminated according to (6) and Fig. 10.

Fig. 9. MAGA 23,  $N_{ot} = f(P_{kot})$ Rys. 9. MAGA 23,  $N_{ot} = f(P_{kot})$ Fig. 10. MAGA 23,  $N_{ot} = f(p_k)$ Rys. 10. MAGA 23,  $N_{ot} = f(p_k)$

## **6. Conclusion**

By the action of high temperatures, flammable gaseous components, a so-called wood gas, are released from dry biomass. If air is present, burning will take place, i.e. simple combustion. If it is a case of heating in the absence of air, the generated wood gas is drawn off to the combustion chamber, where it is combusted like other gaseous fuels. A part of generated heat is used for the gasification of another part of biomass. The advantage is easy output control, low emission and high efficiency.

The replacement of a fitting was carried out to mix better the secondary combustion air as can be seen not only in tables (tables of mean and also rated values, graphs). Gasification is performed so that as great as possible part of energy from the fuel may be transformed to the energy content of the gas. The advantage of gasification in comparison with direct combustion is the better usability of a technology for power generation with higher efficiency and lower emissions. The process of combustion of the produced gas can be controlled better as well.

The aim of this modification was air distribution to more reaction places in the nozzle, when the wood gas is mixed with the combustion air. Thus a reaction takes place between the combustible component CO and the air in the flue gas, and produces CO<sub>2</sub>, when this product is regarded in the case of biomass combustion as neutral (according to the definition of biomass).

The reason why the continuity of control cannot be adjusted as easily as in gas boilers is evident; the instantaneous composition of the fuel, i.e. wood gas, is not constant. The composition changes according to the development of gas from lump wood, depends on many variables, such as combustion air supply, reaction area of lump wood, temperature in the chamber, chimney draught, instantaneous value of oxygen balance, etc. As a result of variability in gas composition, i.e. one of the main factors, the control of output is complicated and “jumpy”. Because the control depends on the time when demand for heat supply to the heating system decreases, we must consider this time. This is clear in graphs constructed from the measurements.

So far, the majority of control systems have used for control the temperature gradient of heating water, difference between the temperature of outlet water and that of return water in the heating system. This parame-

ter depends on the temperature in the room, because according to this gradient, the cooling of the boiler changes and thus also the control has several stages. Most frequently, several degrees before achieving the required temperature of the systems, the attenuation of the boiler occurs. This control should be maintained for safety reasons. We would like to include the chimney temperature into control, because this control parameter can be easily measured and is closely connected with variations in the chimney draught. Dependences of individual components of the flue gas can be related to this temperature and instantaneous values then directly regulated by the revolutions of the fan according to the developed equations to the values of optimal combustion.

This assumption is also confirmed by the granted patent and the granted utility model [15], [16]. It was demonstrated by several measurements using not only the given device MA23, but also other types of boilers from the company MAGA Ltd. On the basis of this fact, new developed equations describing the mechanism of combustion in the boiler and enabling the control and regulation of the process, especially by fan speed control are presented in the contribution as well.

For ensuring the constant required chimney draught, the chimney (exhaust) fan is used. It helps the flue gas to pass through heat exchangers and to transfer as much heat as possible to the heating system. The benefit of these modifications is not only an increase in the efficiency of the device in the course of its operation, but also the economic aspects for both the manufacturer and the customer who will buy the boiler. For the manufacturer it means higher sales in the market, because the device will be more economical and environmentally friendly. For the assessment of these parameters, European regulations and special regulations for specific countries and their requirements are issued. According to these regulations, evaluations are carried out and certificates are granted. The design change in the fitting, which decreased a portion of unburnt combustible component of fuel gas, e.g.  $\text{NO}_x$ , and thus increased the utilization of the fuel and the efficiency of the whole process, was the most important.

## Acknowledgements

*This work was supported by the projects RMTVC  
No. CZ.1.05/2.1.00/01.0040, ICT No. CZ.1.05/2.1.00/03.0082  
and IT4Innovations Centre of Excellence project,  
reg. no. CZ.1.05/1.1.00/02.0070.*

## References

1. **Prasad K.K., Sangen E., and Visser P.:** *Woodburning Cookstoves*. Advances in Heat Transfer Volume 17, 159–317; Department of Applied Physics, Eindhoven University of Technology, Eindhoven, The Netherlands; ISSN: 00652717, 1985, DOI: 10.1016/S0065-2717(08)70286-7
2. **Oldham C., Schultz C.C.:** *Biomass boiler basics*. Engineered Systems, Volume 26, Issue 12, December 2009, 5 pp., Columbus, OH, United States, ISSN: 08919976
3. **Sippula O., Hokkinen J., Puustinen H., Yli-Pirila P., Jokiniemi J.:** *Particle Emissions from Small Wood-fired District Heating Units*. ISSN: 0887-0624, DOI: 10.1021/ef900098v
4. **Musialik-Piotrowska A., Kordylewski W., Ciolek J., Mościcki K.:** *Characteristic of air pollutants emitted from biomass combustion in small retort boiler*. Technical University of Wrocław, Volume 36, Issue 2, 123–131, 2010. ISSN: 0324-8828
5. **Demirbas A.:** *Combustion characteristics of different biomass fuels*. Progress in Energy and Combustion Science, Volume 30, Issue 2, 219–230, 2004. ISSN: 0360-1285, DOI: 10.1016/j.pecs.2003.10.004
6. **Verma V.K., Bram S., De Ruyck J.:** *Small scale biomass heating systems: Standards, quality labelling and market driving factors – An EU outlook*, Biomass & Bioenergy, Volume 33, Issue 10, 1393–1402, October 2009. IDS Nr 506JB, ISSN: 0961-9534, DOI: 10.1016/j.biombioe.2009.06.002
7. **Patino D., Moran J., Porteiro J., et al.:** *Improving the cofiring process of wood pellet and refuse derived fuel in a small-scale boiler plant*; American Chemical Society, Volume 22, Issue 3, 2121–2128, 2008. ISSN: 0887-0624, DOI: 10.1021/ef800093c
8. **Sulc B., Klimanek D., Hrdlicka J.:** *Improved control of a small-scale biomass boiler*. Acta Press Anaheim, Anaheim, CA, USA Subject Category: Energy & Fuels, 139–144, 2007. IDS Nr BGS64, ISBN: 978-0-88986-689-8



9. **Sippula O., Lind T., Jokiniemi J.:** *Effects of chlorine and sulphur on particle formation in wood combustion performed in a laboratory scale reactor.* Volume 87, Issue 12, 2425–2436, 2008. SEP, IDS Nr 313FM, ISSN: 0016-2361, DOI: 10.1016/j.fuel.2008.02.004
10. **Sippula O., Hytonen K., Tissari J., Raunemaa T., Jokiniemi J.:** *Effect of wood fuel on the emissions from a top-feed pellet stove.* Volume 21, Issue 2, 1151–1160, 2007. IDS Nr 147YH, ISSN: 0887-0624, DOI: 10.1021/ef060286e
11. **Najser J., Ochodek T., Chlond R.:** *Functioning of installation for a biomass gasification and economic aspect of electricity generation.* Rynek Energii, Issue 6; 68–74, December 2009
12. **Johansson L.S., Tullin C., Leckner B., Sjoval P.:** *Particle emissions from biomass combustion in small combustors.* Volume 25, Issue 4, 435–446, 2003. IDS Nr 716QZ, ISSN: 0961-9534, DOI: 10.1016/S0961-9534(03)00036-9
13. **Tissari J., Hytonen K., Lyrranen J., Jokiniemi J.:** *A novel field measurement method for determining fine particle and gas emissions from residential wood combustion.* Volume 41, Issue 37, 8330–8344, 2007. IDS Nr 243XC, ISSN: 1352-2310, DOI: 10.1016/j.atmosenv.2007.06.018
14. **Müllerová J., Hloch S., Valíček J.:** *Reducing Emissions from the Incineration of Biomass in the Boiler.* Chemické listy, 104, 876–879, 2010.
15. **Müllerová J., Borovička, A., Valíček J., Müller, M., Hloch S., Lupták, M.:** *Method of power regulation of a gasification boiler.* P 302544; Czech Republic, 2011.
16. **Müllerová J., Borovička, A., Valíček J., Müller, M., Hloch S., Lupták, M.:** *Method of power regulation of a gasification boiler.* UV5414; Slovak Republic, 2010.

## **Modyfikacje dotyczące powietrza spalania w kotłach pirolitycznym**

### **Streszczenie**

Kotły zużywają do 90% energii zawartej w drewnie. Istnieje szeroka gama klasycznych kotłów z ręcznym sterowaniem i bezpośrednim spalaniem drewna oraz nowoczesnych automatycznych kotłów zgazowania dostępnych na dzisiejszym rynku. Wielką zaletą tej nowoczesnej technologii jest możliwość wykorzystania do 90% energii zawartej w drewnie, co skutkuje niższym zużyciem paliwa. Ponadto technologia ta ma znacznie niższy negatywny wpływ na środowisko, zmniejsza ilość niespalonych cząstek stałych w popiele i dlatego

wymaga niewielkiej konserwacji i czyszczenia. Artykuł dotyczy modyfikacji sprzętu spalania niezbędnego do obniżenia emisji z biomasy w kotle typu MA23. Modyfikacja konstrukcji polegała na zmodyfikowaniu wlotów nawiewanego powietrza wtórnego dla umożliwienia połączenia z gazem drzewnym. Wzrost intensywności mieszania gazów i powietrza z gazem drzewnym zmniejszyło stężenie składnika substancji palnej w gazach spalinowych.

Badaniom poddano skład spalin i możliwości wpływania na skład gazów spalinowych i na podstawie doświadczeń zaproponowano sposób modyfikowania i kontrolowania procesu spalania. Tylko jedną z wielu propozycji wybrano do badań. Podczas spalania stanowi ona podstawowy punkt odniesienia w produkcji emisji gazów spalinowych powstających z drewna. Zmodyfikowany sposób montażu sprzętu/kotła został wykorzystany do wtórnej modyfikacji powietrza wlotowego użytego do spalania. Sprzęt został przetestowany zgodnie z normą europejską EN 303-5. Podstawowym wymogiem było ograniczenie emisji, poniżej wymaganych wartości granicznych. W artykule przedstawiono zbiór nowo uzyskanych równań opisujących mechanizm spalania w kotle oraz pokazano jak regulować i kontrolować proces, zwłaszcza regulację prędkości obrotów wentylatora.



## **Forecasting CO<sub>2</sub> Emissions from Agriculture and Relationship with Some Variables in OECD Countries**

*Alicja Kolasa-Więcek*  
*Opole University of Technology*

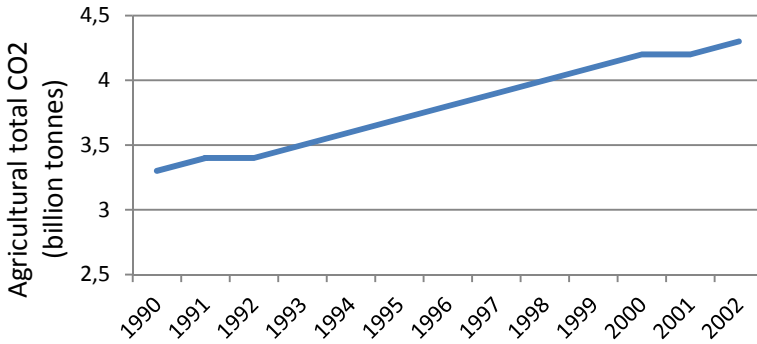
### **1. Introduction**

The greenhouse effect is a most natural phenomenon. Its intensification has been noted for some time, which is evident in the observed increase in average global air and ocean temperatures. Despite the many voices of skeptics, human influence on these changes is more difficult to undermine. Besides the significant emissions from industry – mainly from burning fossil fuels, it is important also to consider the impact of agriculture and changes in land use.

According to the Food and Agriculture Organization (FAO), it is mainly the animal agriculture sector – which includes the production of feed crops, the manufacturing of fertilizer, and the shipment of meat, eggs, and milk—is responsible for 18% of all GHG emissions. Land use change and agricultural activities globally account for about 1/3 of the warming effect from increased GHG concentrations [3].

Farm animals and animal production facilities occupy 1/3 of the earth, and 2/3 of the available agricultural land [6].

Among the GHG, CO<sub>2</sub> is particularly important because it is produced in the largest quantities. CO<sub>2</sub> is released e.g. from the burning of fossil fuels, deforestation and other land-use changes that remove vegetative cover. The atmospheric concentration of CO<sub>2</sub> has risen nearly 25% in the past century. CO<sub>2</sub> emissions from agriculture are systematically growing (Fig. 1).



**Fig. 1.** Agricultural total CO<sub>2</sub> emission in OECD countries. Data source: [27]

**Rys. 1.** Rolnicze emisje CO<sub>2</sub> w krajach OECD

Croplands play an important role in the overall carbon budget. However, estimating the carbon balance is difficult because of the diversity of crops and farming systems, and strong influence in human management [25].

Previous analysis which examines the role of agricultural and forest sector carbon sequestration have generally been ignored [3, 21]. Until 1920 land use change was mainly an anthropogenic source of CO<sub>2</sub> emissions exceeding that of fossil fuels [8].

Energy is used directly in agriculture for a range of purposes, including operating vehicles and irrigation pumps, and controlling indoor temperatures of greenhouses, barns, and other farm buildings. Crop production requires a large amount of liquid fuel for field operations. Changes in the way of cultivation and production management are associated with energy consumption and CO<sub>2</sub> emissions from fossil fuel combustion. Energy consumption and emissions occur on-site from the operation of farm machinery and occur off-site from the manufacture and transport of cropland production inputs, such as pesticides, fertilizers, and agricultural lime [15]. Modern agriculture is accompanied by an increase in energy consumption.

Agricultural lands have the potential to mitigate fossil fuel emissions through production of dedicated bioenergy crops [1]. Land use change mainly depends on economics and legislation, but also by the availability of land. It is easy to see that the rapidly growing world population needs more land for agricultural crops. One way of acquiring them is intense deforestation, which further limits the absorption of harmful gases.

Deforestation for animal production accounts for 89.5% of all CO<sub>2</sub> livestock related emission and 34% of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, and N<sub>2</sub>O emissions. The forestry sector is currently responsible for 17.4% of GHG emissions [13].

The factors discussed above, are associated with CO<sub>2</sub> emissions from agriculture. In order to identify their relationship to the CO<sub>2</sub> emissions they were exploring by using data mining tools. The collected experimental or empirical data obtained previously in the direction of other research, can be used as a source of new and scientific valuable information that has not yet been used [23,24]. Data need methods to find the precious information that can complete the knowledge in the specific field. It does so algorithmic tools for data mining [7].

Data mining tools are often used in studies on the influence a variety factors on CO<sub>2</sub> emissions. Studying the interaction between CO<sub>2</sub> emission, arable production and forest land carried out in the work Terence and others [22]. In other analyzes, determined the correlation of CO<sub>2</sub> among others: energy consumption, Gross Domestic Product, manufacturing output and other [9] or investigated linkage CO<sub>2</sub> emissions from land use change, combustion of fossil fuels and population pressure on natural and terrestrial ecosystems [20]. Research on assessing the impact of factors responsible for CO<sub>2</sub> emissions in the agricultural sector, and future emissions are conducted in many scientific centers in the world [2, 10, 15, 16, 17, 18, 19, 25].

It is very important to be able to identify sources that are particularly intensively influencing CO<sub>2</sub> emissions, and reduce their share.

## **2. Materials and Methods**

The aim of the study was to determine which variables and to what extent are the most significant for CO<sub>2</sub> emissions in OECD countries. Among the many factors which directly or indirectly are linked to CO<sub>2</sub> emissions from the agricultural sector, which was mentioned above, several were examined: pasture area, arable and permanent crop area, direct on-farm energy consumption, index of crop and livestock production and machinery use. The research was conducted globally in OECD countries and for chosen member countries. The tests were performed using analysis of variance ANOVA. Analysis of variance is used to study

the effects of factors (independent variables) on the dependent variable. Results of F test (analysis of variance) provides information that the was observed impact of a factor on the dependent variable. ANOVA allowed the statistics value to be determined as a critical value from F-Snedecor distribution, for an assumed level of significance and number of degrees of freedom. Limit value of statistical significance was assumed at level  $\alpha = 0.05$ . As the dependent variable CO<sub>2</sub> emissions from agriculture was adopted and the qualitative variables were pasture area, arable and permanent crop area, direct on-farm energy consumption, index of crop and livestock production and machinery use, compiled for a 15 years period. Some information that carries a one-way analysis of variance Was used. The purpose of the ANOVA analysis was to gain of knowledge whether CO<sub>2</sub> emissions is different for different levels of the analyzed variables in individual years.

The study was conducted using the package R-Project version 2.10.0. Because in the case of data mining is preferred the use of more than one algorithm to solve the problem under consideration [24] a secondary objective of this study was to apply the artificial network. Neural networks were used mainly in terms of indications significant, affecting the CO<sub>2</sub> emissions variables and to forecast future scenario emissions from the agricultural sector.

Forecasts carried out based on ANNs Flexible Bayesian Models network performed globally for OECD countries. Recently ANNs techniques has become the focus of much attention, largely because of their wide range of applicability and the ease with which they can treat complicated problems even if the data are imprecise and noisy.

Before start of the forecasts data were standardized. Training set were consist of 15 cases and test set – 4096. It was used a network built of 6 variables in the input layer, 1 hidden layer consists of 682 neurons and output layer built from 1 neuron.

Obtained in the course of a learning network values indicate the network received the optimal conditions of the rate: the rejection impact of the value of 0.1 – for the acceptable limits of variation in the range 0.1–0.3, and the graphs of the control trajectory with value 0.352 – for limit values in the range 0.3–0.8.

A total of 257 different combinations were analyzed. Accepted for study variables oscillated around the actual data and with an allowance of up to  $\pm 10\%$ . Therefore, to test the values were taken:

The impact of pasture area from 440 to 480 million hectares was assumed in modeling,

- Direct on-farm energy consumption is characterized by a gradual increase in the analyzed period. To modeling which examined the impact from the interval 1,100–2,400 Tonnes oil equivalent,
- The variable arable and permanent crop area between of 750–780 million hectares was established,
- Index of crop production in the intervals 40–120 and Index of livestock production – from 70 to 115 was adopted,
- Number of agricultural machinery is approximately constant and equals 371,500. To estimation values in the range 355,000 – 385,000 units was assumed.

Statistical data came from FAO and the OECD databases [26, 27]. To estimate the Flexible Bayesian Models on Neural Networks version 2004-11-10 was used [14].

### 3. Results and Discussion

ANOVA shows very highly statistically significant analyzed variables (except machinery use) for all OECD countries globally. The diversity of OECD member countries including topographical factors, agricultural potential, quantity of population, social and economic structure, strategic regional location and many other factors, cause, that in different regions, the other variables with varying intensity determine the size of this issue.

Exemplary result generated by program R is given in Figure 2.

The analysis indicated that, in many cases the quantity of CO<sub>2</sub> differs for different values of the k level. Significant results of ANOVA test (statistic F) indicates that this factor has an effect on the dependent variable, which means that the different values of the factor (in particular years) change the value of the dependent variable – have an impact on the value of this variable (CO<sub>2</sub> emissions). The significance for individual variables is indicated by "Signif. codes" and the obtained results for all

countries are attached in Table 1. A high variables relationship of CO<sub>2</sub> emissions was obtained for instance in New Zealand (with the exception of the arable and permanent crop area) or for Spain.

```

Analysis of Variance Table

Response: TotalCO2
          Df      Sum Sq   Mean Sq  F value    Pr(>F)
Pasture.area      1 1.3319e+16 1.3319e+16  866.2967 1.924e-09 ***
Energy.consump.   1 2.5116e+15 2.5116e+15  163.3587 1.324e-06 ***
Index.of.crop.prod. 1 1.8365e+15 1.8365e+15  119.4498 4.356e-06 ***
Index.of.livestock.prod. 1 1.1768e+15 1.1768e+15   76.5400 2.281e-05 ***
Machinery.use     1 1.1041e+13 1.1041e+13   0.7181  0.4214
Crop.area         1 5.0533e+13 5.0533e+13   3.2868  0.1074
Residuals        8 1.2300e+14 1.5375e+13
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

**Fig. 2.** ANOVA result generated by program R for total OECD countries; Signif. codes: 0 '\*\*\*' and 0.001 '\*\*' – high statistical significance, 0.01 '\*' – statistical significance, 0.05 '.' – boundary value of statistical significance, 0.1 ' ' and 1 – insignificant value

**Rys. 2.** Wyniki analizy ANOVA generowane w programie R dla wszystkich krajów OECD; Signif. codes: 0 '\*\*\*' oraz 0.001 '\*\*' – wysoce istotne statystycznie, 0.01 '\*' – istotne statystycznie, 0.05 '.' – granica istotności statystycznej, 0.1 ' ' oraz 1 – wartości nieistotne statystycznie

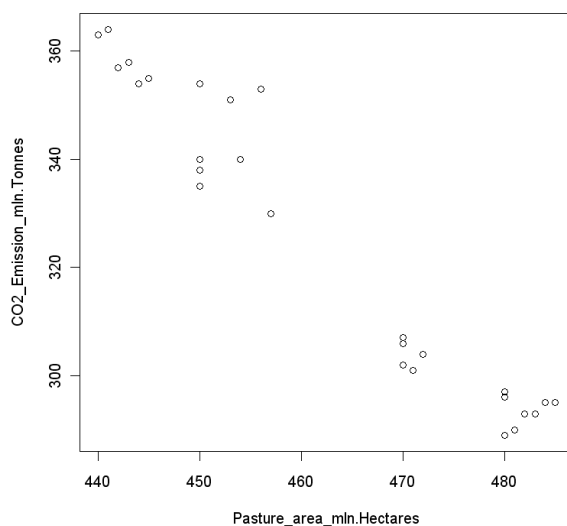
It should be noted that in Poland and France only one factor pointed to a relationship with the tested variable, other proved to be statistically insignificant. In Poland it is mainly the industrial and energy sector, where emissions from the energy sector accounts for 96.2% of CO<sub>2</sub> emissions, and industrial processes – 3.6% [12]. In France, CO<sub>2</sub> emissions come mainly from transport and households. Norway is a country with near zero emissions of CO<sub>2</sub>. Norway declares even, that by 2030 they completely limited CO<sub>2</sub> emissions. It can therefore be concluded that other factors, which in these studies were not considered, affect the tested variable with a much higher intensity.

The most important observed modeling results showed (as in the analysis of ANOVA) a highly significant association between the size of pasture area and CO<sub>2</sub> emissions. Negative correlation between the variables was observed. With the increase of pastures area, CO<sub>2</sub> emissions decrease (Fig. 3).



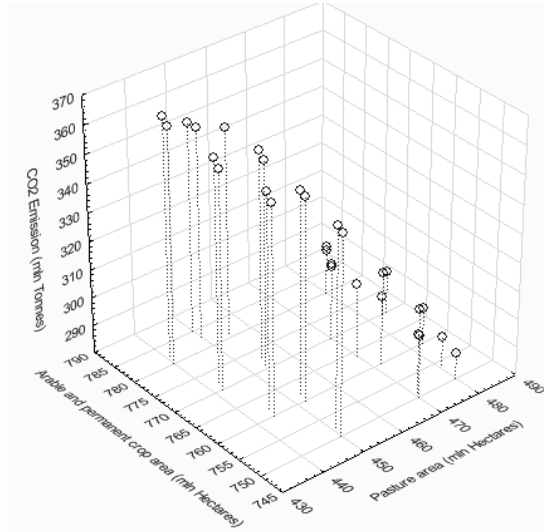
**Table 1.** The results of analysis of variance for all studied countries  
**Tabela 1.** Wyniki badań analizy wariancji dla wszystkich badanych krajów

Country	Pasture area	Arable and permanent crop area	Energy consumption	Index of crop production	Index of livestock production	Machinery use
<b>OECD</b>	***	***	***	***	***	
France	**					.
Greece	***	***				***
Germany	***		**	.	*	
Iceland	*	***		*		
Italy		***				***
Japan		***	*	**		
New Zealand	***		***	***	***	***
Norway	***	.				
Poland		*				
Spain	**	***	**	*	**	
Turkey		***	***	**	**	
USA	***	***		.	.	



**Fig. 3.** Scatterplot for mean values of CO<sub>2</sub> emission and Pastures area  
**Rys. 3.** Wykres rozrzutu dla wielkości emisji CO<sub>2</sub> i arealów pastwisk

The highest projected emissions were obtained by gradually increasing all of the analyzed variables and with a pastures area drop. The lowest emission was characterized at the highest values of pasture area, with visible influence of variable arable and permanent crop area (with a decrease of arable area – a decrease in CO<sub>2</sub> emissions was noted). Because of the large number of results (4112 responses) it was more important relationships presented on the Figure 4.



**Fig 4.** Relationship between pasture area, crop area and CO<sub>2</sub> emission

**Rys. 4.** Zależność pomiędzy wielkością arealu pastwisk, upraw a emisją CO<sub>2</sub>

A very important role for CO<sub>2</sub> emissions from the agriculture sector for pasture areas and arable and permanent crop area was indicated.

#### 4. Conclusion

The use of two different methods employed in data mining allowed an indication of the factors significantly associated with agricultural CO<sub>2</sub> emissions. ANOVA by changing the value of the factor (in this case, the values of the variables in individual years), in many cases it is linked to the size of CO<sub>2</sub> emissions. The results are different for different countries, wherein the variables pastures and arable and permanent crop areas are significant in almost all the analyzed countries.

Neural networks also indicated as very highly statistically significant variables in OECD countries globally – pastures and arable and permanent crop area. According to some scientist a change of land use for arable land, may lead to the release and increase of CO<sub>2</sub> emissions [5]. As show Dphil et al. [4] land use change with a high content of soil organic matter (SOM) (e.g. forests, grass) in to a low SOM (e.g. arable land) cause the release of carbon. As a result, more arable land conducts an increase in CO<sub>2</sub> emissions.

Methods conducive to climate protection are the conversion of arable land to grassland and pastures and intensification reduction.

There is no universally applicable list of practices that allows for the reduction of emissions. Practices must be evaluated separately for each region, agricultural systems based on climate, social setting, and historical patterns of land use.

In these trials statistical tools and ANN proved to be helpful in indicating highly significant factors connected with CO<sub>2</sub> emissions, in practice they are to be treated with special concern.

## References

1. **Adler P.R., Del Grosso S.J., Parton W.J.:** *Life-cycle assessment of net greenhouse-gas flux for bioenergy cropping systems.* Ecol. Appl. v.17, 675–691 (2007).
2. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, *Agriculture's Role in Greenhouse Gas Emissions & Capture*, 16 pp. 2010.
3. **Antle J.M., Capalbo S.M., Mooney S., Elliott E.T., Paustian K.H.:** *Economic Analysis of Agricultural Soil Carbon Sequestration: An Integrated Assessment Approach.* J of Agric and Resour Econ., v. 26, No. 2, 344–367 (2001).
4. **DPhil A.B., Layton BVet Med DWEL MRCVS R., Bonney R.:** *A review of the sustainability of Northumberland lamb production in the UK, with particular reference to the environment.* Food Animal Initiative, Wytham, Oxford, OX2 8QJ, 19 pp. 2008.
5. **Garnett T.:** *Meat and dairy production and consumption: Exploring the livestock sector's contribution to the UK's greenhouse gas emissions and assessing what less greenhouse gas intensiva systems of production and consumption might look like.* Food Climate Research Network. 2007.

6. **Haan C., Steinfeld H., Blackburn, H.:** *Livestock and the Environment: Finding a Balance*. Commission of the European Communities, the World Bank and the governments of Denmark, France, Germany, The Netherlands, United Kingdom and The United States of America. 186 pp. 1997. (Retrieved September 2, 2011, from [http://gis.lrs.uoguelph.ca/agrienvarchives/bioenergy/download/livestock\\_env\\_fao.pdf](http://gis.lrs.uoguelph.ca/agrienvarchives/bioenergy/download/livestock_env_fao.pdf).)
7. **Hand D., Mannila H., Smyth P.:** *Eksploracja danych*. WNT Warszawa, ISBN 83-204-3053-4. 2005.
8. **Houghton R.A.:** *Tropical deforestation as a source of greenhouse gas emissions*. In: Tropical deforestation and climate change. (Moutinho P. and Schwartzman S., ed). Amazon Institute for Environmental Research. Belém – Pará – Brazil: IPAM – Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, Washington DC – USA: Environmental Defense, 13–21 (2005).
9. **Igwenagu C.M.:** *Principal Component Analysis of Global Warming with Respect to CO<sub>2</sub> Emissions in Nigeria: An Exploratory Study*, Asian Journal of Mathematics and Statistics, 4(2), pp. 71–80, 2011, DOI: 10.3923/jams.-2011.71.80.
10. **Kolasa-Więciek A.:** *Application of Artificial Intelligence in Environmental Sciences – Forecasting CO<sub>2</sub> Emission in Poland*, Artificial Neural Networks – Application, INTECH, Edited by Chi Leung Hui, ISBN 978-953-307-188-6, 407–422 (2011).
11. **Koneswaran G., Nierenberg D.:** *Global Farm Animal Production and Global Warming: Impacting and Mitigating Climate Change*. National Institute of Environmental Health Sciences. 2008. (Retrieved August 29, 2011, from <http://www.americangrassfed.org/wp.content/uploads/2009/02/natl-institute-environmental-health-sciences.pdf>.)
12. **Malopolska M., Zarębska K.:** *Problematyka emisji ditlenku węgla w Polsce*. Gospod. Surow. Miner., v. 24, No. 3/3, 187–196 (2008).
13. **Nabuurs G.J., Masera O., Andrasko K., Benitez-Ponce P., Boer R., Dutschke M., Elsiddig E., Ford-Robertson J., Frumhoff P., Karjalainen T., Krankina O., Kurz W.A., Matsumoto M., Oyhantcabal W., Ravindranath N.H., Sanz Sanchez M.J., Zhang X.:** *Forestry*. In *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. (In Metz B., Davidson O.R., Bosch P.R., Dave R., Meyer L.A. (Eds.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA). 2007.
14. **Neal R.:** *Flexible Bayesian Models on Neural Networks, Gaussian Processes, Mixtures, and Dirichlet Diffusion Treess*, Version of 2004-11-10. University of Toronto, Toronto. 2004.

15. **Nelson R.G., Hellwinckel Ch.M., Brandt C.C., West T.O., De La Torre Ugarte D.G., Marland G.:** *Energy Use and Carbon Dioxide Emissions from Cropland Production in the United States, 1990–2004*. J. of Environ. Qual., v. 38, No.2, 418–425 (2009).
16. **Paustian, K., Six J., Elliott E.T., Hunt H.W.:** *Management options for reducing CO<sub>2</sub> emissions from agricultural soils*. Biogeochem., v. 48, 147–163 (2000).
17. **Post W.M., Kwon K.C.:** *Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential*. Glob. Change Biol. v. 6, 317–327 (2000).
18. **Reicosky D.D.:** *Tillage-induced CO<sub>2</sub> emission from soil*. Nutr. Cycl. in Agroecos., v. 49, 273–285 (1997).
19. **Rosegrant M.W., Ewing M., Yohe G., IBurton I., Huq S., Valmonte-Santos R.:** *Climate Change and Agriculture, Threats and Opportunities*, W.B. Druckerei GmbH Hochheim am Main, Eschborn, 29 pp. 2008.
20. **Salam A.:** *Toshikuni Noguchi, Impact of Human Activities on Carbon Dioxide (CO<sub>2</sub>) Emissions: A Statistical Analysis*. The Environmentalist, v. 25(1), 19–30 (2005), DOI: 10.1007/s10669-005-3093-4.
21. **Schuman G.E., Janzen H.H., Herrick J.E.:** *Soil Carbon Dynamics and Potential Carbon Sequestration by Rangelands*. Environ. Pollut., v. 116, 391–96 (2002).
22. **Terence Epule E., Peng Ch., Lepage L., Chen Z., Sounders Nguh B.:** *The Environmental Quadrupole: Forest Area, Rainfall, CO<sub>2</sub> Emissions and Arable Production Interactions in Cameroon*. British Journal of Environment & Climate Change, v. 2(1), 12–27 (2012).
23. **Tadeusiewicz R.:** *Okrycia bez próbki. Możliwość dokonywania dodatkowych odkryć naukowych poprzez drażnienia (z użyciem sztucznej inteligencji) pozornie całkowicie wyeksploatowanych danych*. W: Szlaki przekazywania sygnałów komórkowych, red. I. Nalepa, Instytut Farmakologii PAN, Kraków, 169–184 (2004).
24. **Tadeusiewicz R.:** *Data mining jako szansa na relatywnie tanie dokonywanie odkryć naukowych poprzez przekopywanie pozornie całkowicie wyeksploatowanych danych empirycznych*. W: Statystyka i data mining w badaniach naukowych, red. J. Wątroba, StatSoft, Kraków, ISBN 10: 83-88724-31-2, 5–30 (2006).
25. **Wattenbach M., Sus O., Vuichard N., Lehuger S., Gottschalk P., Li L., Leip A., Williams M., Tomelleri E., Kutsch W.L., Buchmann N., Eugster W., Dietiker D., Aubinet M., Ceschia E., Béziat P., Grünwald T., Hastings A., Osborne B., Ciais P., Cellier P., Smith P.:** *The carbon balance of European croplands: A cross-site comparison of simulation models*. Agriculture, Ecosys. and Environ., v. 139, 419–453 (2010).

26. [www.faostat.fao.org](http://www.faostat.fao.org) (Retrieved September 22, 2011).
27. [www.stats.oecd.org/index.aspx](http://www.stats.oecd.org/index.aspx) (Retrieved September 22, 2011).

## **Prognozowanie rolniczych emisji CO<sub>2</sub> i związek z wybranymi zmiennymi w krajach OECD**

### **Streszczenie**

Dzięki sztucznym sieciom neuronowym możliwe jest rozwiązywanie specyficznych problemów, z którymi zmagają się tradycyjne techniki obliczeniowe. Sieci neuronowe mogą być stosowane tam, gdzie występują problemy z przetwarzaniem i analizą danych, ich przewidywaniem, klasyfikacją i kontrolą. Podjęte badanie wskazuje, które czynniki sektora rolnego krajów Organizacji Współpracy Gospodarczej i Rozwoju (OECD) są powiązane z emisjami CO<sub>2</sub>. Badania oparto na analizie wariancji ANOVA z wykorzystaniem pakietu statystycznego R. Ewentualne spodziewane emisje CO<sub>2</sub> prognozowano z wykorzystaniem sieci neuronowych (SSN) Flexible Bayesian Models on Neural Networks. Prognozy umożliwiły identyfikację czynników szczególnie istotnych. Badanie wykazały znaczący wpływ na wielkość emisji CO<sub>2</sub> wielkości areałów pastwisk oraz gruntów ornych i stałych powierzchni upraw.



# **A New Non-destructive Method of Alternative Determination of the Thermoelectric Cell Efficiency**

*Milena Kušnerová, Jan Valiček*

*VŠB – Technical University of Ostrava, Czech Republic*

*Tadeusz Hryniewicz*

*Koszalin University of Technology, Poland*

*Marta Harničárová*

*VŠB – Technical University of Ostrava, Czech Republic*

*Krzysztof Rokosz*

*Koszalin University of Technology, Poland*

*Vojtěch Václavík, Miroslava Bendová*

*VŠB – Technical University of Ostrava, Czech Republic*

*Jana Müllerová*

*University of Žilina, Slovak Republic*

## **1. Introduction**

Original thermoelectric generators with diesel burners that used to power radio stations (in areas separated from the distribution grid) were replaced by transistors, but thermoelectric cells are widely used in space research even nowadays. They are used especially in solar thermoelectric converters (most often from Ge-Si alloy) suitable for operation at high temperatures and when exposed to radiation. Photoelectric cells, when compared to thermoelectric cells, age very quickly due to high temperature and radiation. That is why they are the most current nuclear thermoelectric generators heated by radioactive sources with isotopes (most often

$^{90}\text{Sr}$  and  $^{238}\text{Pu}$ ), known for their independence, reliability and long-term functionality [1–8]. Thermoelectric cells are, even after nearly 100 years after the invention of the first thermoelectric phenomena, still modern alternative energy sources, not only from ecological but also from economic perspective. The main objective of the effort studying the material and construction properties of thermoelectric cells is to increase their existing relatively low efficiency (15%; [4]).

## 2. Theoretical part

Thermoelectric cell is defined as a series connection of the same type of thermocouples. The total voltage is the sum of the partial voltages of the individual thermocouples. A semiconductor thermocouple consists of two semiconductor posts with different type of conductivity. At one end, the two posts are conductively connected by a soldered metal bridge. Conductors are soldered, again using metal bridges; to the second ends of both posts in order to connect the thermocouples into the electrical circuit [3]. There are well-known thermoelectric phenomena taking place simultaneously in the thermocouple: Seebeck, Peltier, Thomson and Benedick effect. When connecting the thermoelectric cell into a circuit with an external electrical source, the Peltier effect is preferentially applied and the electric energy is used for cooling, respectively, when reversing the external electric source, for heating. When connecting the thermoelectric cell into a circuit with an external heat source, the Seebeck effect is preferably applied, and thermal energy is used for direct conversion into electric energy [5]. The efficiency  $\eta$  (2) of the partial thermoelectric couple or thermoelectric cell is typically evaluated using temperatures  $T_1$  of the warmer end of the thermocouple (bridge - thermoelectric cell wall), temperature  $T_2$  of the colder end of the thermocouple (bridge - thermoelectric cell wall), their temperature difference  $\Delta T$  and the parameter of thermoelectric efficiency (quality factor)  $Z$  [ $\text{K}^{-1}$ ] (1). The  $Z$  parameter can be measured from the material constants, namely from the Seebeck coefficient of the thermoelectric voltage  $\alpha$  [ $\text{V}\cdot\text{K}^{-1}$ ], specific electrical conductivity  $\sigma$  [ $\text{S}\cdot\text{m}^{-1}$ ] and specific thermal conductivity  $\lambda$  [ $\text{W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$ ].

$$Z = \frac{\sigma \cdot \alpha^2}{\lambda} \quad (1)$$



$$\eta = \frac{T_1 - T_2}{T_1} \cdot \frac{\sqrt{1 + 0.5 \cdot Z \cdot (T_1 - T_2)} - 1}{\sqrt{1 + 0.5 \cdot Z \cdot (T_1 - T_2)} + \frac{T_2}{T_1}} \quad (2)$$

The first factor in equation (2) expresses the thermodynamic efficiency of the reversible heat source, the second one reflects the reduction in thermodynamic efficiency due to irreversible losses caused by thermal conductivity and the release of Joule heating on the cell resistance (or more accurately, the total resistance of both of its posts) [6]. The amount of consumed current therefore depends on the material properties of the thermoelectric cell, its construction, and also of the temperature difference. Practically, we heat one side of the thermoelectric cell by putting it closer to the heat source, while the other side has more or less the ambient (air) temperature and its temperature will, at most, slightly increase owing to the overall heating.

If the given thermoelectric cell is made of material that the user is not perfectly familiar with, the exact determination of the material parameters is really difficult. In addition to the accurate electrical measuring instruments themselves, especially voltmeter with a very high internal resistance, the realizable determination of the  $Z$  parameter requires a special apparatus for measuring the Seebeck coefficient of thermoelectric voltage [7], a special apparatus for measuring the specific electrical conductivity using a 2-probe or a 4-probe method [7], and a special apparatus to measure the specific  $C$ -value using Ioffe's method [7]. These measurements are also associated with the destruction of the thermoelectric cell into subsamples. Apart from this procedure for measurements of the  $Z$  parameter, there is also the so called „method  $\Delta T_{max}$ ” (the method of maximum temperature difference between warm and cold junction), but it is feasible only with a special, relatively expensive apparatus. This apparatus consists of a drained container with the sample and a measured thermocouple. By plunging a massive suspension bar into the thermostat, you can change the temperature of the environment, so it is possible to measure simultaneously the  $Z$  parameter and its temperature dependence [6].

An alternative, relatively simple and experimentally undemanding method of evaluating the thermoelectric efficiency of a thermoelectric cell made of unknown materials is a method evaluating its "static" prop-

erties when comparing the two basic thermoelectric processes. This method requires precise experimental procedure:

1. the temperatures of both walls and, at the same time, the size of Seebeck thermal voltage  $U_S$ , which arises as a result of the temperature difference between the thermoelectric cell walls, are measured (in an open electrical circuit) when one wall of the thermoelectric cell is heated using an external source of heat;
2. the temperatures of both walls and, at the same time, the thermoelectric voltage  $U_{TEB}$ , that was induced by the flowing current (the thermoelectric cell current produces heat and, simultaneously, also causes the temperature difference between its walls) are measured (in a closed electrical circuit) when the thermoelectric cell is heated by the electric current from an external electric source.

In principle, the newly designed method tries to uncover how the passage of electric current changes the voltage of the thermoelectric cell, in comparison with the measured voltage of the same thermoelectric cell the current does not flow through. The comparisons can be made only when the mean temperatures of the thermoelectric cell correspond with each other. The mean temperature  $T_S$  is an arithmetic average between the temperatures  $T_1$ ,  $T_2$  of both thermoelectric cell walls. From a mathematical point of view, it is a functional dependence  $U_{TEB}(U_S)$  expressed by functional dependencies of  $U_{TEB}(T_S)$ ,  $U_S(T_S)$ . When we express the ratio of both voltages  $U_{TEB}/U_S$  related to the given mean temperature of the  $T_S$ , this value can be conventionally described as material efficiency  $\varepsilon_Z$ . It is therefore a value that can be assigned to parameter  $Z$  (preferably averaged for all the points in the equidistant time intervals of the performed measurement, or at least for guidance for the so called "working point"). The generally valid equivalent of material parameter  $Z$  of ternary alloys and the newly designed material efficiency  $\varepsilon_Z$  can be declared only after multiply repeated measurements of many kinds of thermoelectric cells are carried out (thermoelectric cells from different materials and identified by reliably known, i.e. given by the manufacturer, parameters  $Z$ ).

The theoretical calculation of the  $Z$  parameter must, however, be looked upon with certain tolerance. This material "constant" changes not only according to the actual temperature, but also according to the eventual depreciation of the given thermoelectric cell in time. Due to a long-

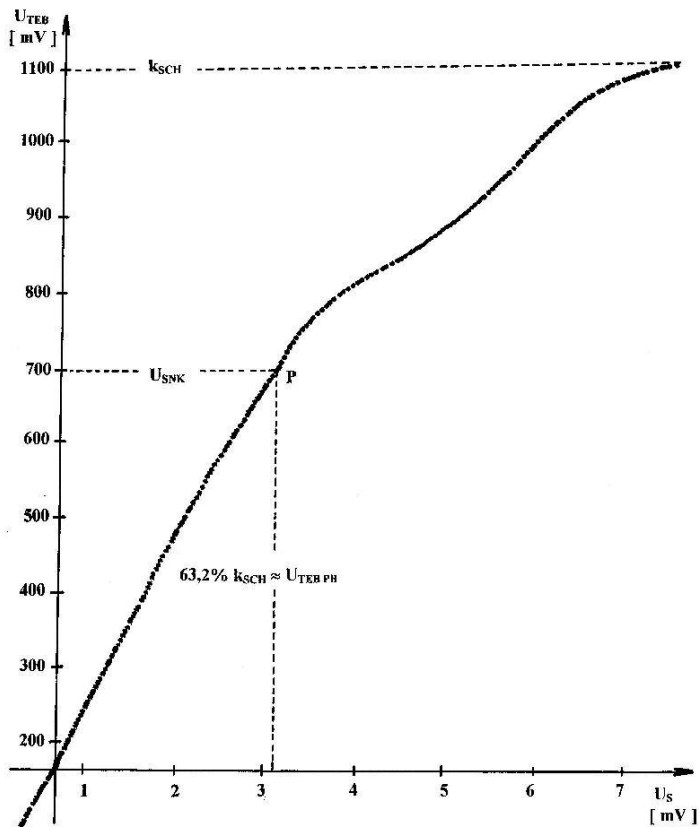
term or excessive thermal stress, the value of the  $Z$  parameter changes significantly (even by order). In case of ternary alloys, the excessive thermal stresses means, for example, such a temperature difference between the thermoelectric cell walls when the temperature of the heated wall is more than three times higher than the temperature of the reverse wall, away from the heat source or when  $T_1 > 3 T_2$  condition is valid during heating by a current from an external power source. Measuring its internal resistance can serve as fast and reliable information on the proper functioning of thermoelectric cell in technical practice. For example, Peltier cell made of ternary alloys have internal resistance in the order of tens of  $m\Omega$  which, depending on admissible heating, shows only relatively slight increase (not by orders). However, in case of presence of a cold joint, the thermoelectric cells show quickly fluctuating internal resistance at zero and constant temperature difference between the walls, with the value in the orders of tens up to hundreds of  $\Omega$  or, in case of destruction of the thermoelectric cell (in extreme case of overheating), the value of internal resistance is in the order of millions of  $\Omega$ .

### **3. Experimental part**

Accurate determination of the efficiency  $\eta$  of thermoelectric cell made of unknown material, respectively of its  $Z$  material parameter, is a matter of precise electrical measurement, the measurement of voltage, current and temperatures of the thermoelectric cell walls in fine, equidistant time intervals. It is advisable to use a computer to model the interdependencies of the measured variables and to control this procedure.

The measurements were carried out using thermoelectric cell consisting of 4 thermocouples, made of ternary alloys (specifically, the alloy of bismuth telluride and selenide  $Bi_2Te_3 - Bi_2Se_3$ , conductivity type N, bismuth telluride and antimony  $Bi_2Te_3 - Sb_2Te_3$ , conductivity type P), connected by a copper bridge. The selected thermoelectric cell was fitted with a cooler (it was glued with epoxy to one of its walls), stored in a calorimetric vessel (the external glass container was isolated by a layer of air from the internal metal one) with a thermally non-conductive lid and with an opening for thermistor contact thermometer probe. Water was chosen as the internal vessel bath (at higher temperatures, the hole in the lid served as continuous vapours escape). The accuracy of the con-

tinuously used measuring instruments varied from 0.01% (MIT 330 voltmeter) to 2.5% (thermistor contact thermometer PU 520). Two differential equations causing voltage in the thermoelectric circuit were theoretically developed ("rougher" and "softer" flow, see Fig. 1) and their solution was compared with the empirical data. It was based on the data measured in 2 steps of the given proposed method experimental procedure. These facts were converted from a tabular form into a graphical one and the chart structure was compared with the presented equations (4), (6) as matching (close conformity).



**Fig. 1.** Dependence of thermoelectric cell voltage  $U_{TEB}$  on its Seebeck voltage  $U_S$

**Rys. 1.** Zależność napięcia termoelektrycznego  $U_{TEB}$  komórek od napięcia Seebeck'a  $U_S$

## Notes to Fig. 1:

### 1. Static characteristic constant $k_{SCH}$

1.1 can be evaluated by reading from the trend curve, according to the line which makes the asymptote of the transition curve and determines the stagnation of development, namely  $k_{SCH} \cong 1.1V$  (with reference to a detailed graphic course);

1.2 can be evaluated by calculating the mathematical model, (i.e. according to the solution of differential equation of the 1<sup>st</sup> order), which is performed gradually by calculating all the taken measurements of points with experimentally obtained coordinates [ $U_S$ ,  $U_{TEB}$ ], followed by calculating the average value of all the results, namely  $k_{SCH} \cong 1.0928 V$ ; (referring to the physical relationship of the corresponding mathematical formula).

1.3 can be evaluated by a calculation according to the mathematical model, (i.e. according to the solution of differential equation of the 1<sup>st</sup> order), which means calculating the measurement of the working point P with experimentally obtained coordinates [ $U_S$ ,  $U_{TEB}$ ], namely  $k_{SCH} \cong 1.1074V$ (with reference to the detailed measurement tables).

### 2. Working point P and Seebeck voltage constant $U_{SNK}$

$U_{SNK}$  can be determined from the graphical dependence  $U_{TEB}(U_S)$  with comparable values of  $T_S$ , using working point P. This working point can be found as a point with the y-coordinate corresponding to 63.2 % of  $k_{SCH}$  value, namely  $U_{TEBP} \cong 0.700 V$ , while its x-coordinate is just the searched value  $U_{SNK}$ , namely  $U_{SNK} \cong 0.0031 V$ .

„Rougher“ description of dependence  $U_{TEB}(U_S)$ , convenient for relatively lower mean temperature values  $T_S$  (i.e. up to working point P, see fig. 1), can be characterised using a linear equation of the 1<sup>st</sup> order:

$$U_{SNK} \cdot \frac{dU_{TEB}}{dU_S} + U_{TEB} = k_{SCH} \quad (3)$$

Solution (3) is represented by a „trend curve“

$$U_{TEB} = k_{SCH} \cdot \left( 1 - e^{-\frac{U_S}{U_{SNK}}} \right) \quad (4)$$

„Softer“ description of dependence  $U_{TEB}(U_S)$ , convenient for relatively higher mean temperature values  $T_S$  (above working point P, see fig. 1), can be characterised using a linear equation of the 2<sup>nd</sup> order:

$$n \cdot \frac{d^2 U_{TEB}}{dU_S^2} + U_{SNK} \cdot \frac{dU_{TEB}}{dU_S} + U_{TEB} = k_{SCH} \quad (5)$$

With regard to the issue of the non-linear behaviour of the studied dependence  $U_{TEB}(U_S)$  in the "inflection point" area and the issue of the influence of thermal inertia and a higher thermal heating of semiconductor material of the thermoelectric cell, it is necessary to implement a more accurate approximation. Seebeck coefficient of thermoelectric voltage, specific electrical conductivity and specific C-value are slightly temperature dependent, especially in a wider temperature range, owing to (1) the  $Z$  parameter is slightly temperature dependent as well. In more accurate terms of the studied dependence  $U_{TEB}(U_S)$ , there is also the "unknown" coefficient  $n$ , in addition to the above-mentioned physical quantities. This coefficient must be specified using solution (5) so as to achieve other relevant contexts. Solution (5) is represented by "oscillations"

$$U_{TEB} = k_{SCH} \pm \sqrt{\frac{n^2 \cdot U_{SNK}^2 \cdot k_{SCH}^2}{4n - U_{SNK}^2} + k_{SCH}^2 \cdot n^2 \cdot e^{-\frac{U_{SNK} \cdot U_S}{2n}} \cdot S} \quad (6)$$

where coefficient  $S = \sin \left( \frac{\sqrt{4n - U_{SNK}^2}}{2n} \cdot U_S + \arctg \frac{\sqrt{4n - U_{SNK}^2}}{U_{SNK}} \right)$ .

If we use the experimentally acquired data in this solution (according to Table 1), i.e. the mutually corresponding values  $U_{TEB}$ ,  $U_S$  and, following the previous steps of the described procedure, the numerical values of the established constants  $k_{SCH}$ ,  $U_{SNK}$ , we are going to find out that the sought coefficient  $n$  of the studied linear differential equation of the 2<sup>nd</sup> order is not constant, but varies linearly, surprisingly accurately, depending on the pre-established variables  $k_{SCH}$  and  $U_{TEB}$

$$n = -\frac{1}{k_{SCH}} \cdot U_{TEB} + 1 \quad (7)$$

**Table1.** Presentation of the selected measurement results of  $U_{TEB}(T_S)$ ,  $U_S(T_S)$ , calculations of  $k_{SCH}$  values according to the model (solution of a differential equation of the 1<sup>st</sup> order), and calculation of the  $n$  coefficient values according to the model (solution of a differential equation of the 2<sup>nd</sup> order)

**Tabela 1.** Prezentacja wybranych wyników pomiarów  $U_{TEB}(T_S)$ ,  $U_S(T_S)$ , obliczenia wartości  $k_{SCH}$  według modelu (rozwiązanie równania różniczkowego 1. rzędu) oraz wyliczenie współczynnika  $n$  wartości zgodnie z modelem (rozwiązanie równania różniczkowego 2. rzędu)

Measurement	$T_S$ [°C; K]	$U_{TEB}$ [V]	$U_S$ [V]	$k_{SCH}$	$n$
1	24.50; 297.5	0.200000	0.000900	0.793721	0.818182
2	27.50; 300.5	0.355000	0.001500	0.925426	0.677273
3	30.50; 303.5	0.480000	0.002000	1.009629	0.563638
4	36.00; 309.0	0.700000	0.003100	1.107384	0.363641
5	40.50; 313.5	0.810000	0.003900	1.131607	0.263643
6	45.50; 318.5	0.880000	0.004800	1.117589	0.200010
7	51.50; 324.5	1.010000	0.006000	1.180395	0.081836

For  $U_{TEB} = 0$  V,  $n = 1$ . For limit voltage  $U_{TEB} = k_{SCH}$ ,  $n = 0$ . It can be assumed that after detailed measurement of the voltage interval around the working point P, we can realistically predict further voltage flow of the thermoelectric cell, without the necessity to expose it to heat load up to its maximum allowable voltage. It is a practical need, in particular with regard to the sensitivity of semiconductor materials to long-term and excessive thermal stresses.

#### 4. Results and discussions

The transfer of the measured data from a spreadsheet processor into a graph was followed by an analysis and interpretation of the results:

1. study and work description of the voltage dependencies, i.e.:
  - introduction of the limit voltage  $U_{TEB}$  as a maximum voltage to which the voltage of the thermoelectric cell can grow in real terms, i.e.  $k_{SCH}$  static characteristics constant,

- introduction of the so-called working point P of the flow, the x-value  $U_S$  of which corresponds to the Seebeck voltage constant (i.e.  $U_{SNK}$ ) and the y-value  $U_{TEB}$  of which is, in line with the theory, equal to 63.2% of  $k_{SCH}$  value (i.e.  $U_{TEBP}$ ) of thermoelectric cell voltage in working point P,
- 2. estimate of the voltage dependencies course and its mathematical description using a differential equation,
- 3. solution of the established differential equation,
- 4. reverse verification check, whether the measured data really correspond with the proposed model of the given differential equation solution.

## 5. Conclusion

The paper deals with the method of determining the material efficiency  $\varepsilon_Z$  (equal to material parameter  $Z$ ) of thermoelectric cells, in order to determine the thermoelectric cell efficiency. In principle, it is focused on determining the functional dependence  $U_{TEB}(U_S)$ , i.e. the  $U_{TEB}$  voltage of thermoelectric cell heated by the flowing current to voltage  $U_S$  of the same thermoelectric cell heated by an external heat source, at comparable mean temperatures  $T_S$  of the thermoelectric cell. The voltage flow  $U_{TEB}(U_S)$  is interpreted as a presented graph, whose development corresponds to two solutions of the linear differential equations. The material efficiency  $\varepsilon_Z$  of the thermoelectric cell can be achieved on the basis of comparison of both functional dependencies  $U_{TEB}(T_S)$  and  $U_S(T_S)$  in such a way, that the ratio of both given voltages is applied in the corresponding mean temperature  $T_S$ . Especially semiconductor materials are sensitive to excessive heat load. The benefits of the proposed method are the simplicity of its design, material and technical availability, non-destructive measurements and sufficiently accurate determination of the eventual actual thermoelectric cell amortization. Increasing this efficiency (through material research and design innovations) represents a key follow-up objective of the study of the thermoelectric cell properties.



## Acknowledgements

*This work was supported by the projects RMTVC No. CZ.1.05/2.1.00/01.0040 and IT4Innovations Centre of Excellence project, reg. no. CZ.1.05/1.1.00/02.0070.*

## Literature

1. **Nolas G.S., Sharp J., Goldsmid H.J.:** *Thermoelectrics. Basic Principles and New Materials Developments*. Springer Verlag Berlin Heidelberg New York, Springer Series in Materials Science, vol. 45, 2001.
2. **Tritt T.M., Subramanian M.A.:** *Thermoelectric Materials, Phenomena, and Applications: A Bird's Eye View*. MRS Bulletin 31 (3): 188, 2011 doi:10.1557/mrs2006.44.
3. **Perrot P.:** *A to Z of Thermodynamics*. Oxford University Press, 1998.
4. **Goldsmid H.J.** *Introduction to Thermoelectricity*. Springer Series in Material Science 121. Springer Verlag Berlin Heidelberg, 2010. doi: 10.1007/978-3-642-00716-3.
5. **Kettani M.A.:** *Direct Energy Conversion*. London, Addison-Wesley, 1968.
6. **Golab F., Kamenčák F.:** *Thermoelectric Phenomena and their Applications*. Praha, SPN 1975.
7. **Krempaský J.:** *Measurement of Thermoelectrics Parameters*. Bratislava, SAV 1969.
8. **Harman T.C., Honig J.M.:** *Thermoelectric and thermomagnetic effects and applications*. Mac Graw Hill, N. York 1967.

## Nowe nieinwazyjne metody alternatywnego określania wydajności komórek termoelektrycznych

### Streszczenie

Celem pracy jest badanie współczesnych alternatywnych źródeł energii, tj. komórek termoelektrycznych. Sprawność ogniw termoelektrycznych podczas bezpośredniej zamiany ciepła odpadowego na energię elektryczną jest zazwyczaj oceniana za pomocą komórek termoelektrycznych uwzględniając temperaturę ściany, różnicę temperatur pomiędzy ścianami termoelektrycznych komórkowych i parametru materiałowego  $Z$ . W artykule przedstawiono alternatywną nieinwazyjną metodę określania efektywności ogniwa termoelektrycznego za pomocą oceny wyników porównawczych pomiarów elektrycznych.



# Adsorption of Sodium Cyanide on Activated Carbon

*Wiesław Stelmaszuk*

*Foundation INTERGLOBE, Białystok, Poland*

## 1. Introduction

Disasters and chemical breakdowns have many times been the cause of environmental pollution, the poisoning and death of people.

The breakdowns and disasters can be caused by pouring out or evaporation of toxic industrial compounds (TIC) and poisons into the environment. Toxic compounds can escape from chemical and industrial plants as a result of damage of the storage areas, tanks, cisterns, installations, etc. containing the substrates or final products. There are 37 chemical, petrochemical and paper-cellulose plants in Poland which can be the cause of extreme dangers to the environment. According to the State Inspection of the Environmental Protection, there are 1700 potential sources of great industrial disasters in the country. These include storage areas and industrial plants. The most hazardous ones as to the possibility of air, water and soil pollution are gas substances (ammonia, chlorine, sulfur dioxide, Freon, propylene, carbon dioxide and acrylonitrile), liquid substances (nitric acid, sulfuric acid, hydrochloric acid, formic acid) and solids (caustic soda and hydrogen cyanide) [3, 15, 20, 40, 41].

The hazards of pollution and poisoning of people and the natural environment can be looked at in four aspects [5–7, 16, 23–27, 43, 44]:

- poisoning of people and contamination of plants using cyanides in the technological processes,
- chemical breakdowns and disasters,
- terrorist actions using poisonous substances for sabotage and diversive purposes,
- military actions using toxic substances or military actions resulting in the damaging of plants or installations using sodium cyanide in their technological processes.

Hydrogen cyanide is a member of a group of generally toxic substances and can cause immediate death when administered in certain doses. Poisoning under industrial conditions happens rarely and may be a result of breathing in the fumes or by absorption through skin. Hydrogen cyanide poisoning can incidentally occur among people as a result of eating plant products containing this substance. Hydrogen cyanide and its salts are frequently used for suicidal, criminal as well as sabotage and diversion purposes. Hydrogen cyanide is quickly absorbed by lungs, undamaged skin and a digestive system. The cyanides are absorbed in the form of fogs and dust through a respiratory tract. They also easily penetrate a skin and are quickly resorbed by a digestive system. Sodium cyanide and potassium cyanide are more toxic than other cyanides. The lethal dose of NaCN for a human being is 0.10 g and 0.12 g of KCN. However, sometimes even much larger doses do not cause death. The following symptoms are observed during the poisoning: loss of body weight, decrease in potency, anemia, weakening of eyesight and hearing and others [2, 5, 13, 14, 40].

The performed research makes it possible to determine the amount and type of activated carbon needed in order to purify water for people as well as for the purposes of agriculture, and of the agricultural and food industry.

## 2. Materials and Methods

### 2.1. The properties of sodium cyanide

Sodium cyanide (NaCN) forms colorless crystals of faint hydrogen cyanide aroma. Sodium cyanide dissolves in ethanol and methanol. The basic properties of sodium cyanide [2, 12, 15, 44]:

- molecular weight: 49.01
- density: 1.596 g/cm<sup>3</sup>
- solubility in water: 48.15 g/100 cm<sup>3</sup> (10°C), 58.2 g/100 cm<sup>3</sup> (20°C)  
63.7 g/100 cm<sup>3</sup> (25°C), 71.5 g/100 cm<sup>3</sup> (30°C)  
81.8 g/100 cm<sup>3</sup> (35°C), 82.5 g/100 cm<sup>3</sup> (55°C)

## 2.2. Adsorption from water solutions

Seven activated carbons were selected for the studies. These carbons are produced on a technical scale at the Hajnowka Company of Dry Wood Distillation and are as follows: ML, CWZ-3, Cf, AG-5, AG-2u, N, AHD and author's made laboratory examples: WP/W, WS-10, WS-11, WS-12, WS-13, WS-14, WS-15, WS-16. The activated dusty carbons medicinalis ligni (ML) and carbopol CWZ-3 as well as the granulated Cf (carboferrogel), AG-5, AG-2u, N, AHD and WP/W, WS-10, WS-11, WS-12, WS-13, WS-14, WS-15, WS-16 were crushed and sifted through a sieve with the holes of 0.075 mm in diameter. The isotherms for sodium cyanide were marked for a range of dilutions from 10.0 mg/dm<sup>3</sup> to 1000.0 mg/dm<sup>3</sup> (ML, CWZ-3, Cf, AG-5, AG-2u, N, AHD) and from 10.0 mg/dm<sup>3</sup> to 1500.0 mg/dm<sup>3</sup> (WP/W, WS-10, WS-11, WS-12, WS-13, WS-14, WS-15, WS-16) and the weighed amount of carbon is equal to 500.0 mg. The isotherms were obtained in the temperature 20.0°C under the conditions of an established sorption equilibrium. A generally used research methodology referring to adsorption in static conditions was used [16, 17, 19, 42]. The activated carbons were flooded with distilled water and left aside for 24 hours at room temperature. Next, after filtration, they were dried in temperature of 130.0°C. The weighed amounts of the sorbent equal to 500.0 mg were dropped into round flasks with glass plugs. The volume of each flask was 250.0 cm<sup>3</sup>. Next, 50.0 cm<sup>3</sup> of a water solution of sodium cyanide was poured into the flasks, the concentration of the solution was increased consecutively: 10.0, 20.0, 30.0, 40.0, 50.0, 60.0, 70.0, 80.0, 90.0, 100.0, 200.0, 300.0, 400.0, 500.0, 600.0, 700.0, 800.0, 900.0, 1000.0 mg/dm<sup>3</sup> (and 1100.0, 1200.0, 1300.0, 1400.0, 1500.0 mg/dm<sup>3</sup>). The flasks with the samples prepared in the described manner were shaken manually ensuring full soaking of the crushed carbon sorbent. The contact of the solution with the adsorbent was ensured by intensive mixing of the samples on the shaker with the shaking speed of 250 and the amplitude of 8. After having achieved a sorption equilibrium, the suspended matter was filtered through a hard paper filter in order to separate the active carbon. The cyanide concentration as well as the chemical oxygen demand and permanganate value were marked in the filtrate. For each carbon and for the separate equilibrium concentrations, adsorption volumes were established [15, 18, 21].

The concentration of sodium cyanide was marked colorimetrically on a spectrophotometer by means of the barbiture method [15, 44].

For the purpose of description of the adsorption of chemical compounds from water solutions with the use of activated carbons, usually the Freundlich, Langmuir, BET and Dubinin-Astachov (DA) equations of isotherm adsorption are used [10, 21, 27, 30, 36, 38, 39].

Most frequently, for the evaluation of the adsorption processes of water and sewage technology, the Freundlich equation of the adsorption isotherm is used (1) [4, 28]:

$$a = kC_e^{1/n} \quad (1)$$

where:  $a$  – the extent of the adsorption;  $k$ ,  $1/n$  – equations constants,  $C_e$  – equilibrium concentration.

In order to establish the volume of the adsorption level  $a_m$ ,  $a_m'$  as well as the specific surface of the sorbents  $S_L$ ,  $S_{BET}$  the Langmuir's (2) equation for adsorption isotherm and BET (3) was used [8, 9]:

$$a = \frac{a_m K C_e}{1 + K C_e} \quad (2)$$

where:  $a_m$  – volume of the adsorption monolayer,  $K$  – adsorption equilibrium constant,  $a$ ,  $C_e$  – as above.

The equation for the adsorption isotherm BET (3) is presented in the following form [1, 11, 29]:

$$a = \frac{a_m C \frac{C_e}{C_n}}{(1 - C_e) \left[ 1 + \left( C - 1 \frac{C_e}{C_n} \right) \right]} \quad (3)$$

where:  $C_n$  – concentration of the saturated solution,  $C$  – the BET equation constant,  $a_m'$  – the volume of the adsorption layer,  $a$ ,  $C_e$  – as above.

For the purpose of the analysis of the adsorption process from water solutions, taking into consideration the energy parameters ( $E$ ), the

border adsorption volume ( $V_a$ ) and the microporous structure ( $B$ ), the Dubinin-Astachov equation was used (4,5) [31÷35, 37]:

$$\lg a = \lg a_0 - 2.303 \frac{R^n T^n}{E^n} \left( \lg \frac{C_n}{C_e} \right)^n \quad (4)$$

or

$$\lg(aV^*) = \lg V_a - 2.303 \frac{R^n T^n}{E^n} \left( \lg \frac{C_n}{C_e} \right)^n \quad (5)$$

where:  $a_0$  – the border adsorption amount,  $V^*$  – the molar volume of the adsorbate,  $V_a$  – the border adsorption volume,  $E$  – characteristic adsorption energy,  $C_n$  – concentration of the saturated solution,  $R$  – gas constant,  $T$  – temperature [K];  $a$ ,  $C_e$  – as above.

### 3. Results and Discussion

Being a non-organic compound, sodium cyanide is adsorbed by carbon sorbents rather poorly in comparison to water soluble organics. The carried out research helped to establish the extent of adsorption of sodium cyanide on activated carbon produced in the country at an industrial scale as the contamination of surface waters or the water supply systems by cyanides cannot be excluded. In such case, the answer to the question regarding the extent of cyanide adsorption on activated carbon discussed in the present work would be of significance in the protection of people's health as well as effective purification of water.

Studies have been carried out on the adsorption of sodium cyanide on active carbon from water solution for a range of concentrations from 10.0 to 1000.0 mg/dm<sup>3</sup>. For the initial concentration of sodium cyanide equal to 100.0 mg/dm<sup>3</sup>, under the conditions of sorption equilibrium, the following values of the extent of the adsorption  $a$  (in mg/g) were obtained:

$$\text{ML}=\text{WP}/\text{W}=\text{WS}-10=\text{WS}-11=\text{WS}-12=\text{WS}-13=\text{WS}-14=\text{WS}-15 \\ =\text{WS}-16=10.0 > \text{Cf}=9.6 > \text{CWZ}-3=7.7 > \text{AG}-5=4.0 > \text{AHD}=3.7 > \\ \text{AG}-2\text{u}=3.5 > \text{N}=1.0$$

For the initial cyanide concentration of  $100.0 \text{ mg}/\text{dm}^3$  the highest sorption volume approximately  $10 \text{ mg}/\text{g}$  activated carbons ML (medicinalis ligni), WS-11–WS-16 and Cf (carboferrogel) have demonstrated.

For the initial sodium cyanide concentration of  $1000.0 \text{ mg}/\text{dm}^3$  under the conditions of sorption equilibrium, the following values of adsorption  $a$  were obtained:

$$\text{WS}-15=90.1 > \text{WS}-14=88.8 > \text{Cf}=84.0 > \text{WS}-12=75.6 > \text{WS}- \\ 10=71.9 > \text{WS}-11=71.7 > \text{WP}/\text{W}=71.2 > \text{WS}-13=70.2 > \text{WS}-16=69.9 > \\ \text{ML} = 68.5 > \text{CWZ}-3 = 22.0 > \text{AHD} = 7.1 > \text{AG}-5 = 7.0 > \text{AG}-2\text{u} = 5.0 > \\ \text{N}=1.5$$

The highest sorption volumes for the initial concentration of cyanide of  $1000.0 \text{ mg}/\text{dm}^3$  belong to activated carbons WS-15 and WS-14 and are respectively  $90.1 \text{ mg}/\text{g}$  and  $88.8 \text{ mg}/\text{g}$ . The high adsorption of sodium cyanide on activated carbon Cf ( $a=84.0 \text{ mg}/\text{g}$ ) is related to the saturation of its surface with sodium hydroxide.

Equation factors for the Freundlich, Langmuir, BET and Dubinin-Astachov equations were established (tables 1, 2, 3, 4).

The extent of the adsorption of sodium cyanide on the chosen activated carbon depends on the value of the  $k$  and  $n$  factors of the Freundlich equation. The higher value of the  $k$  factor, the bigger the adsorption volume of the activated carbon. For sodium cyanide, the values of factor  $k$  (in  $\text{m}^2/\text{g}$ ) for the studied carbons can be put in order ranging from the highest to the lowest value as follows:

$$\text{WS}-15=32.3 > \text{WS}-14=30.3 > \text{WS}-15=32.3 > \text{WS}-12=29.7 > \\ \text{WS}-13=25.2 > \text{ML}=22.9 > \text{W}-10=21.9 > \text{WS}-11=21.6 > \\ \text{WP}/\text{W}=20.9 > \text{WS}-16=20.0 > \text{Cf}=4.0 > \text{CWZ}-3=2.6 > \text{AG}-5=1.8 > \text{AG}- \\ 2\text{u}=1.5 >$$

$$\text{AHD}=0.8 > \text{N}=0.6$$

As seen in the above formula, the best activated carbons are WS-15 and WS-14, the worst ones are AHD and N.

The values of the Freundlich equation factors ( $k$ ,  $1/n$ ) allow to establish the amount of sorbent being inevitable for decreasing the concentration of sodium cyanide in water from the level of its detectable concentration (toxic)  $C_o$  to the permissible (unharmful) concentration  $C_e$ . The exemplificatory calculations of the reduction of sodium cyanide concentrations from 100.0 mg/dm<sup>3</sup> to 50.0, 25.0, 10.0, 5.0, 2.0, 1.5, 1.0, 0.9, 0.8, 0.7, 0.6, 0.5, 0.4, 0.3, 0.2, 0.1, 0.01, 0.001 mg/dm<sup>3</sup> and from 10.0 mg/dm<sup>3</sup> to 5.0, 2.0, 1.5, 0.5, 0.1, 0.01, 0.001 mg/dm<sup>3</sup> are shown in table 5. The  $k$  factor significantly influences the extent of the cyanide adsorption in the range of concentrations from 100.0 mg/dm<sup>3</sup> to 1.0 mg/dm<sup>3</sup> with the  $1/n$  value having no significant influence. When reducing the initial concentrations of cyanide  $C_o$  to the nontoxic  $C_e$  being the hundredth (thousandth) fractions of mg/dm<sup>3</sup>, the  $k$  and  $1/n$  factors competitively affect the weight amounts of the active carbon.

For example, the reduction of the concentration of cyanide from 100.0 mg/dm<sup>3</sup> to 10.0 mg/dm<sup>3</sup> requires 2.538 g/dm<sup>3</sup> of carbon ML, however in the case of AG-5 carbon, this value is 32.732 g/dm<sup>3</sup>. Conducting the process in two stages reduces the amount of carbon inevitable for purifying water from pollution. The one-stage reduction of sodium cyanide concentration from 100.0 mg/dm<sup>3</sup> to 0.01 mg/dm<sup>3</sup> requires 10.474 g/dm<sup>3</sup> of active ML carbon and 129.622 g/dm<sup>3</sup> of AG-5 carbon. Decreasing the cyanide concentration in two stages, for example from the concentration of 100.0 mg/dm<sup>3</sup> to 10.0 mg/dm<sup>3</sup> in the first stage and from 10.0 mg/dm<sup>3</sup> to 0.01 mg/dm<sup>3</sup> in the second stage, can be obtained by dosing into the water solution of sodium cyanide 2.538 g/dm<sup>3</sup> of ML carbon in the first stage and 1.047 g/dm<sup>3</sup> in the second and 32.732 g/dm<sup>3</sup> of AG-5 carbon in the first stage and in the second 12.951 g/dm<sup>3</sup>. For the case described above, the reduction of the cyanide concentration in two stages requires 3.585 g/dm<sup>3</sup> of ML carbon and 45.683 g/dm<sup>3</sup> of AG-5 carbon, i.e., in comparison to the one-stage process 6.889 g/dm<sup>3</sup> less of ML carbon and 83.939 g/dm<sup>3</sup> less of AG-5 carbon need (tables 5).

The specific surfaces of activated carbon in m<sup>2</sup>/g (table 1) established on the basis of the Langmuir and BET equations are parallel (excluding AG-5 carbon); they can be placed in order according to their decreasing values:



$$\text{ML}=119.6 > \text{Cf}=101.2 > \text{CWZ-3}=42.5 > \text{AHD}=15.3 > \text{AG-5}=11.8 > \text{AG-2u}=10.2 > \text{N}=3.1$$

The above order is very similar to the evaluation of the quality of the activated carbons in reference to their adsorption value  $a$  as well as the  $k$  factor of the Freundlich equation. The calculated specific surfaces of the activated carbons on the basis of the sodium cyanide adsorption represent the values of the surface which can be engaged by cyanide and not the real surfaces of the studied carbons, which are several times larger. The specific surfaces in  $\text{m}^2/\text{g}$  of the studied activated carbons were established by means of the porosymetric method are as follows:

$$\text{ML}=784.7 > \text{N}=673.4 > \text{AHD}=615.9 > \text{AG-2u}=495.8 > \text{AG-5}=454.7 > \text{CWZ-3}=425.4 > \text{Cf}=330.5$$

As it results from the presented data, there is no relationship between the real specific surfaces of the activated carbons established by means of the porosymetric method, which are from  $330.5 \text{ m}^2/\text{g}$  to  $784.7 \text{ m}^2/\text{g}$ , and the values of the specific surfaces established on the basis of the sodium cyanide adsorption.

The value of the  $K$  constant in the adsorption process in the Langmuir equation is correlated with the extent of the adsorption. Higher value of the  $K$  constant generally corresponds with an increased adsorption ability of sodium cyanide on the studied carbons. The decreasing order of  $K$  values are as follows:

$$\begin{aligned} & \text{WS-15}=0.622 > \text{WS-14}=0.544 > \text{WS-13}=0.501 > \text{WS-12}=0.254 \\ & > \text{ML}=0.250 > \text{WS-10}=0.206 > \text{WS-11}=0.193 > \text{WP/W}=0.163 > \\ & \text{WS-16}=0.150 > \text{AG-2u}=0.042 > \text{AG-5}=0.032 > \text{Cf}=0.031 > \\ & \text{CWZ-3}=0.028 > \text{AHD}=0.022 > \text{N}=0.018 \end{aligned}$$

The order of the activated carbons according to the  $K$  constant which characterizes the intensity of the reaction of sodium cyanide with the carbon surface gives an approximate evaluation of the quality of the activated carbons. The product of  $K \cdot a_m$  potential affinity between the adsorbate and the adsorbent correlates in relation to the surface which it

is to be filled. The order of  $K \cdot a_m$  values informs directly about the order of the active carbons with regard to their adsorption volume:

$$\begin{aligned} & \text{WS-15}=49.487 > \text{WS-14}=41.688 > \text{WS-13}=32.806 > \text{WS-12}=16.458 > \text{ML}=16.450 > \text{WS-10}=14.099 > \text{WS-11}=13.163 > \\ & \text{WP/W}=11.237 > \\ & \text{WS-16}=10.116 > \text{Cf}=2.750 > \text{CWZ-3}=0.655 > \text{AG-2u}=0.235 > \\ & \text{AG-5}=0.208 > \text{AHD}=0.185 > \text{N}=0.031 \end{aligned}$$

Analyzing the value of the  $C$  constant of the BET equation (3) can lead to an observation that the highest value for ML carbon corresponds with the highest  $k$  value of the Freundlich equation, the lowest values  $C$  for the AHD and N carbons correspond with the lowest value of  $k$  for AHD and N carbons:

$$\begin{aligned} & \text{ML}=154908 > \text{AG-2u}=26272 > \text{AG-5}=19806 > \text{Cf}=19373 > \\ & \text{CWZ-3}=17514 > \text{AHD}=13600 > \text{N}=11467 \end{aligned}$$

The analysis of the equations (1) and (4,5) allows to establish a relationship between the value of the  $B$  constant of the Dubinin-Astachov equation (exponent  $n=1$ ) and the  $1/n$  factor of the Freundlich equation. Putting in order the values of the  $B=(2.303 \cdot R/E)^2$  constant from the lowest value to the highest one as well as the  $1/n$  factors, the following has been obtained:

Activated carbon	$B \cdot 10^2$	$1/n$	$n$
N	0.116	0.148	6.757
AG-5	0.145	0.184	5.435
ML	0.149	0.190	5.263
AG-2u	0.161	0.205	4.878
CWZ-3	0.270	0.343	2.916
AHD	0.296	0.376	2.660
Cf	0.471	0.599	1.670

From the thermodynamic perspective, the  $n$  factor of the Freundlich equation is taken as a constant of reaction between the adsorbed molecules. Usually  $n$  is larger than one which means that the adsorbed molecules push each other away. The  $B$  constant (5) for  $n=1$  can therefore be treated as the value defining the mutual pushing away of the molecules. The higher the  $n$  value of the Freundlich equation the lower

the value of the  $B$  constant. Therefore, the lower the  $B$  value (for  $n=1$  and for the given carbon) the more intensive the reaction of adsorbate molecules upon each other. For sodium cyanide adsorption on the researched carbons, the dependence of the  $B$  constant of the Dubinin-Astachov equation from the  $1/n$  constant of the Freundlich equation can be described by means of the following formula:

$$B \cdot 10^2 = 1.27/n$$

The characteristic adsorption energies marked on the basis of the Dubinin-Astachov equation (4,5) for the purpose of analyzing the active carbons with  $n=1$  range from 4.07 kJ/mol for the Cf carbon to 16.50 kJ/mol (N) (for  $n=2$ ;  $E=15.17$  kJ/mol (Cf) – 27.29 kJ/mol (N) and for  $n=3$ ;  $E=21.57$  kJ/mol (AHD) – 30.18 kJ/mol (ML). Theoretically, for  $n=1$  a loss of one degree of freedom of the adsorbed molecules takes place which is equilibrium to  $E=9.65$  kJ/mol. In the case of microporous adsorbents, adsorption is connected with the loss of two degrees of freedom and  $E=20.2$  kJ/mol ( $n=2$ ). In the case of ultramicroporous adsorbents with the pore radius  $r=1.0-1.5$  nm and  $n=3$ , the adsorption of molecules leads to a loss of 3 degrees of freedom:  $E=26.8$  kJ/mol. The values of the characteristic adsorption energy established for sodium cyanide adsorption oscillate around the theoretical values.

The border value of adsorption  $a_o$  and the border adsorption volume  $V_a$  decreases parallelly to the increase of the exponent of the equation (4,5), and that leads to a conclusion that the number of moles (i.e.  $a_o$ ) needed for filling of the micropores of 1.0 gram of adsorbent with the liquid adsorbate decreases with the increase of the equation exponent (4, 5).

The correlation factors for all of the analyzed isotherms of adsorption are high and close to one (table 1, 3). This proves that there is high agreement between the data referring to the experimental sodium cyanide adsorption from the water solution and the equations (1–5) presented above.

**Table 1.** Calculations of the adsorption isotherm factors of sodium cyanide from water solutions on activated carbon  
( $m = 500$  mg,  $C_o = 10.0$ – $1000.0$  mg/dm<sup>3</sup>)

**Tabela 1.** Obliczenia współczynników izoterm adsorpcji cyjanku sodu z roztworów wodnych na węglach aktywnych  
( $m = 500$  mg,  $C_o = 10.0$ – $1000.0$  mg/dm<sup>3</sup>)

Adsorption Isotherms	Equation Factors	Activated carbon							
		ML	CWZ-3	Cf	AG-5	AG-2u	N	AHD	
Freundlich	$k$ mg/g	22.9	2.6	4.0	1.8	1.5	0.6	0.8	
	$1/n$	0.190	0.343	0.599	0.184	0.205	0.148	0.376	
	$R'$	1.000	0.998	1.000	0.992	0.988	0.848	0.969	
Langmuir	$a_m$ mg/g	65.8	23.4	88.7	6.5	5.6	1.7	8.4	
	$K$	0.250	0.028	0.031	0.032	0.042	0.018	0.022	
	$S_L$ m <sup>2</sup> /g	119.6	42.5	101.2	11.8	10.2	3.1	15.3	
	$R'$	0.996	0.992	0.951	0.994	0.993	0.965	0.983	
BET	$a'_m$ mg/g	65.8	23.4	88.7	6.4	5.6	1.7	8.4	
	$C$	154908	17514	19373	19806	26272	11467	13600	
	$S_{BET}$ m <sup>2</sup> /g	119.6	42.5	101.2	11.6	10.2	3.1	15.3	
	$R'$	0.996	0.992	0.951	0.994	0.993	0.966	0.983	

**Table 2.** Calculations of the adsorption isotherm factors of sodium cyanide from water solutions on activated carbon ( $m = 500$  mg,  $C_o = 10.0$ – $1500.0$  mg/dm<sup>3</sup>)

**Tabela 2.** Obliczenia współczynników izoterm adsorpcji cyjanku sodu z roztworów wodnych na węglach aktywnych ( $m = 500$  mg,  $C_o = 10.0$ – $1500.0$  mg/dm<sup>3</sup>)

Adsorption Isotherms	Equation Factors	Activated carbon			
		WP/W	WS-10	WS-11	WS-12
Freundlicha	$k$ mg/g	20.85	21.91	21.55	29.73
	$l/n$	0.208	0.201	0.203	0.153
Langmuira	$a_m$ mg/g	68.95	68.32	68.20	64.80
	$K$	0.163	0.206	0.193	0.254
	$a_m K$	11.24	14.10	13.163	16.26

Adsorption Isotherms	Equation Factors	Activated carbon			
		WS-13	WS-14	WS-15	WS-16
Freundlicha	$k$ mg/g	25.16	30.26	32.33	19.98
	$l/n$	0.174	0.220	0.216	0.214
Langmuira	$a_m$ mg/g	65.45	76.57	79.60	67.53
	$K$	0.501	0.544	0.622	0.150
	$a_m K$	32.81	41.69	49.49	10.12

**Table 3.** Calculations of the sodium cyanide adsorption isotherm factors from water solution on activated carbon according to the Dubinin-Astachov (DA) equation ( $m = 500$  mg,  $C_o = 10.0$ – $1000.0$  mg/dm<sup>3</sup>)

**Tabela 3.** Obliczenia współczynników izoterm adsorpcji cyjanku sodu z roztworów wodnych na węglach aktywnych według równania Dubinina-Astachowa (DA) ( $m = 500$  mg,  $C_o = 10.0$ – $1000.0$  mg/dm<sup>3</sup>)

Equation exponent	DA equation factors	Activated carbon			
		ML	CWZ-3	Cf	AG-5
$n = 1$	$a_o$ mg/g	287.2	254.1	119.8	21.4
	$E$ kJ/mol	12.86	7.11	4.07	13.24
	$B \cdot 10^2$ 1/K	0.149	0.270	0.471	0.145
	$V_a$ cm <sup>3</sup> /g	0.180	0.159	7.488	0.013
	$-R'$	1.000	0.998	0.996	0.992
$n = 2$	$a_o$ mg/g	108.7	46.0	419.2	9.2
	$E$ kJ/mol	25.95	19.23	15.17	24.85
	$B \cdot 10^6$ 1/K <sup>2</sup>	0.544	0.991	1.593	0.594
	$V_a$ cm <sup>3</sup> /g	0.068	0.029	0.262	0.006
	$-R'$	0.996	0.996	0.996	0.983
$n = 3$	$a_o$ mg/g	79.1	25.8	136.5	7.0
	$E$ kJ/mol	30.18	24.92	21.65	28.38
	$B \cdot 10^9$ 1/K <sup>3</sup>	0.255	0.454	0.692	0.307
	$V_a$ cm <sup>3</sup> /g	0.049	0.016	0.085	0.004
	$-R'$	0.986	0.981	0.985	0.962

Table 3. cont.

Tabela 3. cd.

Equation exponent	DA equation factors	Activated carbon		
		AG-2u	N	AHD
$n = 1$	$a_o$ mg/g	22.7	4.0	116.5
	$E$ kJ/mol	11.90	16.50	6.48
	$B \cdot 10^2$ 1/K	0.161	0.116	0.296
	$V_a$ cm <sup>3</sup> /g	0.014	0.003	0.073
	$-R'$	0.989	0.848	0.969
$n = 2$	$a_o$ mg/g	8.4	2.1	22.3
	$E$ kJ/mol	24.42	27.29	16.98
	$B \cdot 10^6$ 1/K <sup>2</sup>	0.615	0.492	1.272
	$V_a$ cm <sup>3</sup> /g	0.005	0.001	0.014
	$-R'$	0.983	0.823	0.976
$n = 3$	$a_o$ mg/g	6.0	1.7	12.8
	$E$ kJ/mol	28.94	29.76	21.57
	$B \cdot 10^9$ 1/K <sup>3</sup>	0.290	0.267	0.700
	$V_a$ cm <sup>3</sup> /g	0.004	0.001	0.007
	$-R'$	0.960	0.755	0.975

**Table 4.** Calculations of the sodium cyanide adsorption isotherm factors from water solution on activated carbon according to the Dubinin-Astachov (DA) equation ( $m = 500$  mg,  $C_o = 10.0$ – $1500.0$  mg/dm<sup>3</sup>)

**Tabela 4.** Obliczenia współczynników izoterm adsorpcji cyjanku sodu z roztworów wodnych na węglach aktywnych według równania Dubinina-Astachowa (DA) ( $m = 500$  mg,  $C_o = 10.0$ – $1500.0$  mg/dm<sup>3</sup>)

Equation exponent	DA equation factors	Activated carbon			
		WP/W	WS-10	WS-11	WS-12
$n = 1$	$V_a$ cm <sup>3</sup> /g	0.208	0.198	0.200	0.142
	$E$ kJ/mol	11.71	12.15	12.01	12.98
$n = 2$	$V_a$ cm <sup>3</sup> /g	0.082	0.080	0.081	0.068
	$E$ kJ/mol	23.20	23.77	23.60	23.60
$n = 3$	$V_a$ cm <sup>3</sup> /g	0.061	0.060	0.060	0.054
	$E$ kJ/mol	26.75	27.32	27.15	27.09

Equation exponent	DA equation factors	Activated carbon			
		WS-13	WS-14	WS-15	WS-16
$n = 1$	$V_a$ cm <sup>3</sup> /g	0.157	0.345	0.350	0.209
	$E$ kJ/mol	13.99	11.09	11.28	11.42
$n = 2$	$V_a$ cm <sup>3</sup> /g	0.070	0.110	0.114	0.082
	$E$ kJ/mol	26.00	24.54	24.57	22.71
$n = 3$	$V_a$ cm <sup>3</sup> /g	0.055	0.074	0.078	0.061
	$E$ kJ/mol	29.44	29.39	29.40	26.24



**Table 5.** Calculations of the amounts of activated carbon  $m$  in  $\text{g}/\text{dm}^3$  inevitable for reducing the concentration of sodium cyanide in water from the initial  $C_o$  being  $10.0 \text{ mg}/\text{dm}^3$  and  $100.0 \text{ mg}/\text{dm}^3$  to the equilibrium concentration  $C_e$  from  $50.0 \text{ mg}/\text{dm}^3$  to  $0.001 \text{ mg}/\text{dm}^3$

**Tabela 5.** Obliczenia ilości węgla aktywnych  $m$  w  $\text{g}/\text{dm}^3$  niezbędnych do obniżenia stężenia cyjanku sodu w wodzie z początkowego  $C_o$  wynoszącego  $10.0 \text{ mg}/\text{dm}^3$  i  $100.0 \text{ mg}/\text{dm}^3$  do stężenia równowagowego  $C_e$  od  $50.0 \text{ mg}/\text{dm}^3$  do  $0.001 \text{ mg}/\text{dm}^3$

$C_o$ $\text{mg}/\text{dm}^3$	$C_e$ $\text{mg}/\text{dm}^3$	Activated carbon			
		ML $m$ $\text{g}/\text{dm}^3$	CWZ-3 $m$ $\text{g}/\text{dm}^3$	Cf $m$ $\text{g}/\text{dm}^3$	AG-5 $m$ $\text{g}/\text{dm}^3$
10.0	5.0	0.161	1.107	0.477	2.066
	2.0	0.306	2.426	1.320	3.912
	1.5	0.344	2.845	1.667	4.383
	1.0	0.393	3.461	2.250	5.000
	0.5	0.473	4.636	3.597	5.996
	0.1	0.670	8.388	9.830	8.402
	0.01	1.047	18.645	39.393	12.951
	0.001	1.622	41.114	156.724	19.800
100.0	50.0	1.038	5.026	1.200	13.523
	25.0	1.780	9.563	2.727	23.044
	10.0	2.538	15.713	5.665	32.732
	5.0	3.056	21.038	9.057	39.250
	2.0	3.751	29.717	16.175	47.924
	1.5	3.982	32.965	19.315	50.789
	1.0	4.323	38.077	24.750	55.000
	0.9	4.415	39.518	26.389	56.135
	0.8	4.520	41.189	28.347	57.421
	0.7	4.640	43.163	30.738	58.907
	0.6	4.767	45.553	33.746	60.665
	0.5	4.957	48.541	37.677	62.796
	0.4	5.176	52.454	43.109	65.496
	0.3	5.473	57.952	51.268	69.126
	0.2	5.917	66.667	65.426	74.556
	0.1	6.757	84.640	98.401	84.104
0.01	10.474	186.618	394.282	129.622	
0.001	16.224	411.180	1567.382	198.018	

Table 5. cont.

Tabela 5. cd.

$C_o$ mg/dm <sup>3</sup>	$C_e$ mg/dm <sup>3</sup>	Activated carbon		
		AG-2u $m$ g/dm <sup>3</sup>	N $m$ g/dm <sup>3</sup>	AHD $m$ g/dm <sup>3</sup>
10.0	5.0	2.397	6.567	3.413
	2.0	4.627	12.034	7.706
	1.5	5.215	13.342	9.122
	1.0	6.000	15.000	11.250
	0.5	7.300	17.544	15.410
	0.1	10.582	23.201	29.412
	0.01	17.118	32.916	70.551
	0.001	27.445	46.313	167.769
100.0	50.0	14.948	46.707	14.357
	25.0	25.846	77.624	27.948
	10.0	37.424	106.686	47.331
	5.0	45.535	124.770	64.838
	2.0	56.680	147.413	94.394
	1.5	60.430	154.607	105.709
	1.0	66.000	165.000	123.750
	0.9	67.507	167.767	128.885
	0.8	69.230	170.887	134.856
	0.7	71.224	174.455	141.938
	0.6	73.581	175.525	150.560
	0.5	76.462	183.749	161.395
	0.4	80.122	190.113	175.692
	0.3	85.076	198.566	195.990
	0.2	92.536	211.083	228.480
	0.1	106.776	234.122	296.791
	0.01	171.333	329.456	706.144
0.001	274.723	463.173	1677.84	

$C_o$  – initial concentration of the sodium cyanide solution, mg/dm<sup>3</sup>

$C_e$  – equilibrium concentration of the sodium cyanide solution  $C_e$  mg/dm<sup>3</sup>

## References

1. **Choma J., Jaroniec M., Brauer P., Poosch H.R.:** *Zastosowanie równań Jarońca-Chomy i Brunauera-Emmetta-Tellera do opisu adsorpcji benzenu na mikroporowatych węglach aktywnych.* Chemia Stosowana. 1989. № 4, 595–602.
2. **Dutkiewicz T.:** Chemia toksykologiczna. Wyd. PZWL. Warszawa 1974.
3. **Forowicz K.:** *Katastrofy chemiczne.* Rzeczypospolita. Warszawa 1995. 132, 21.
4. **Freundlich H.M.F.:** *Über die Adsorption in Lösungen.* Z. Phys. Chem-Leipzig. 57A. 1906, 385–470.
5. **Franke S.:** *Lehrbuch der Militärchemie.* Deutscher Military-Verlag. Berlin 1967.
6. **Grochowski J., Woliński I.:** *Bojowe środki trujące.* Wyd. MON. Warszawa 1973.
7. **Grochowski J., Głozak S.:** *Chemia środków trujących.* Wyd. WAT. Warszawa 1973.
8. **Langmuir I.:** *The constitution and Fundamental properties of solids and liquids.* J. Amer. Chem. Soc. 1916. Vol. 38 (II), 2221–2295.
9. **Langmuir I.:** *The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum.* J. Am. Chem. Soc. 1918. Vol. 40, 1361–1403.
10. **Lodewyck P.:** *Adsorption on activated carbon: one underlying mechanism. Recent advances in adsorption processes for environmental protection and security.* NATO Advanced Research Workshop ARW' 2006. Sept. 9–12 2006. Kiev. Ukraine. 9–10.
11. **Ościak J.:** *Adsorption.* PWN – Polish Scientific Publisher. Ellis Horwood Limited. Warszawa 1982.
12. Podręcznik. *Związki ogólnotrujące.* Wydanie II. Pod red. W. Stelmaszuk. Białystok 1995.
13. Praca zbiorowa. Toksykologia kliniczna. Red. naukowa T. Bogdanika. PZWL. Warszawa 1988.
14. Praca zbiorowa. Toksykologia. Red. naukowa W. Senczuk. PZWL. Warszawa 1990.
15. **Stelmaszuk W.:** *Oczyszczanie wody skażonej wybranymi środkami trującymi metodami adsorpcji oraz biodegradacji.* Rozprawa doktorska. Politechnika Białostocka. Białystok 1985.
16. **Stelmaszuk W.:** *Oczyszczanie wody na potrzeby ludności, rolnictwa i przemysłu rolno-spożywczego z zastosowaniem węgla aktywnych.* Wydawnictwo Fundacja Życie w Zdrowiu. Białystok 1994.

17. **Stelmashuk V.**, *Characteristics of granular activated carbons*. Journal of Water Chemistry and Technology. Allerton Press, Inc. New York 1997. Vol. 19. № 12, 31–38.
18. **Stelmaszuk W.**: *Adsorption purification of water from sodium cyanide*. Journal of Water Chemistry and Technology. Allerton Press, Inc. New York 1997. Vol. 21. № 1, 33–41.
19. **Stelmaszuk W.**: *Adsorption of o-isopropylmethyl fluorophosphonate from the aqueous solution using activated carbons*. Journal of Water Chemistry and Technology. Allerton Press, Inc. New York 1998. Vol. 20 № 10, 33–39.
20. **Stelmaszuk W.**: *Adsorpcyjne oczyszczanie wody zanieczyszczonej związkami fosforoorganicznymi na potrzeby ludności i rolnictwa*. Wydawnictwo Naukowe *EKOglob*. Białystok 1999.
21. **Stelmaszuk W.**: *Oczyszczanie wody na potrzeby ludności, rolnictwa i przemysłu rolno-spożywczego z zastosowaniem węgla aktywnych*,. Wydanie II. Wyd. Naukowe *EKOglob*. Białystok 2000.
22. **Stelmaszuk V., Klimienko N.**: *Adsorption of N,N-dimethylamido-o-ethyl cyanophosphate from neutral aqueous solution on activated carbons*. Journal of Water Chemistry and Technology. Allerton Press, Inc. New York 2003. V. 25. № 5, 18–26.
23. **Stelmaszuk W., Stanisławska A.**: *Zagrożenia terrorystyczne w XXI wieku*. Series Terrorism 2. Wyd. Naukowe *INTERglob*. Białystok 2004.
24. **Stelmaszuk W., Antoniuk A., Redkovsky N.**: *The mathematical and computer simulation of processes of counteraction to terroristic actions*. Series Terrorism 1. Scientific editor Vieslav Stelmashuk. Edition II. Publisher – The Institute of Problems of Radicalism. Kiev 2011.
25. **Stelmaszuk W.**: *Zagrożenia systemów zaopatrzenia w wodę atakami terrorystycznymi z zastosowaniem trucizn sabotażowo-dywersyjnych*. [w:] Bezpieczeństwo granic Rzeczypospolitej Polskiej, Red. naukowa A. Konopka, G. Sobolewski. Wyd. Wyższa Szkoła Administracji Publicznej. Białystok 2011, 399–416.
26. **Stelmaszuk W.**: *Terroryzm w XXI wieku*. Edition I. Publisher – The Institute of Problems of Radicalism. Seria Terrorism 4. Kiev 2012.
27. **Stelmaszuk W.**: *Адсорбция и биосорбция фосфорорганических отравляющих веществ из воды*. Publishers – The Institute of Ecotechnology and Resources Conservation. Kiev 2012.
28. **Болдырев А.И.**: *Физическая и коллоидная химия*. Изд. Высшая школа. Москва 1983.
29. **Брунауэр С.**: *Адсорбция газов и паров*. Изд-во иностр. лит. Москва 1948.

30. Грег С., Синг К.: *Адсорбция. Удельная поверхность. Пористость*. Изд. Мир. Москва 1984.
31. Дубинин М.М.: *Физико-химические основы сорбционной техники*. Изд. ОНТИ, Госхимтехиздат. Москва - Ленинград 1932.
32. Дубинин М.М.: *Методы вычисления статистического распределения объема и поверхности пор сорбентов на основании сорбционных измерений*. [в:] Методы исследования структуры высокодисперсных и пористых тел. Изд-во АН СССР. Москва 1958.
33. Дубинин М.М.: *Адсорбция и пористость*. Изд. ВАХЗ. Москва 1972.
34. Дубинин М.М.: *О рациональных параметрах пористой структуры промышленных активных углей*. [в:] Адсорбенты, их получение, свойства и применение. Изд. Наука. Ленинград 1978. 4–9.
35. Дубинин М.М.: *Микропористые структуры углеродных адсорбентов. Общая характеристика микро- и супермикропор для целевидной модели*. Изв. АН СССР. Сер. Хим. № 8. 1979, 1691–1696.
36. Кельцев Н.В.: *Основы адсорбционной техники*. Изд. Химия. Москва 1976.
37. Когановский А.М., Левченко Т.М.: *О применимости уравнения ТОЗМ к адсорбции из растворов активными углями*. Журнал физической химии. 1972. Т. 46. № 7, 1789–1793 .
38. Когановский А.М., Левченко Т.М., Кириченко В.А.: *Адсорбция растворенных веществ*. Изд. Наукова думка. Киев 1977.
39. Когановский А.М., Клименко Н.А., Левченко Т.М., Марутовский Р.М., Рода И.Г.: *Очистка и использование сточных вод в промышленном водоснабжении*. Изд. Химия. Москва 1983.
40. Справочник. *Вредные вещества в промышленности*. Под ред. Н.В. Лазарева, И.Д. Гадаскиной. Изд. Химия. Ленинград 1977, т. 1, т. 2, т. 3.
41. Справочник. *Вредные вещества в промышленности*. Под ред. Э.Н. Левиной, И.Д. Справочник. Изд. Химия. Ленинград 1985.
42. Стельмашук В.: *Активные угли для очистки воды от фосфор- и фторорганических отравляющих веществ*. Экотехнологии и ресурсосбережение. Киев 2003. № 6, 56–62.
43. Стельмашук В.: *Угрозы Польше, Украине и России террористическими атаками с применением отравляющих веществ и других видов оружия массового поражения*. Изд. Центр „НОМОС”. Чорноморська безпека, Севастополь 2011. № 2 (20), 79–81.
44. Франке З.: *Химия отравляющих веществ*. Изд. Химия. Москва 1973. Т. 1, Т. 2.

## Adsorpcja cyjanku sodu na węglach aktywnych

### Streszczenie

Katastrofy i awarie chemiczne spowodowały wielokrotnie skażenie środowiska przyrodniczego, zatrucia i śmierć ludzi. Zagrożenie skażeniami ludności i środowiska naturalnego można rozpatrywać w czterech aspektach:

- zatruciu ludzi i skażeń w zakładach stosujących cyjanki w procesach technologicznych,
- awarii i katastrof chemicznych,
- akcji terrorystycznych i dywersyjnych z zastosowaniem trucizn sabotażowo-dywersyjnych,
- działań wojennych z zastosowaniem środków trujących lub w wyniku których zostaną uszkodzone zakłady i instalacje stosujące cyjanki w procesach technologicznych.

Zbadano adsorpcję cyjanku sodu z roztworów wodnych na polskich przemysłowych węglach aktywnych ML, CWZ-3, Cf, AG-5, AG-2u, N, AHD oraz węglach aktywnych otrzymanych przez autora w warunkach laboratoryjnych WP/W, WS-10, WS-11, WS-12, WS-13, WS-14, WS-15, WS-16.

Izotermy adsorpcji cyjanku sodu dla wyżej wymienionych węgli aktywnych wyznaczono dla szeregu stężeń początkowych od  $10 \text{ mg/dm}^3$  do  $1000 \text{ mg/dm}^3$  (ML, CWZ-3, Cf, AG-5, AG-2u, N, AHD) oraz dla stężeń początkowych od  $10 \text{ mg/dm}^3$  do  $1500 \text{ mg/dm}^3$  (WP/W, WS-10, WS-11, WS-12, WS-13, WS-14, WS-15, WS-16) dla ustalonej równowagi sorpcyjnej.

Do opisów procesu adsorpcji cyjanku sodu z roztworów wodnych z wykorzystaniem węgli aktywnych zastosowano równania izoterm adsorpcji Freundlicha, Langmuira, BET, Dubinina-Astachowa – wyznaczono współczynniki wymienionych równań.

W oparciu o równania izotermy adsorpcji Langmuira i BET wyznaczono pojemności warstwy adsorpcyjnej oraz powierzchnie właściwe sorbentów. Stwierdzono, że najwyższe pojemności sorpcyjne w stosunku do cyjanku sodu posiadają węgle aktywne WS-14, WS-15, WS-12 i ML, najniższe zaś węgle AHD oraz N. Wykazano, że wielkość adsorpcji cyjanku sodu na badanych węglach aktywnych zależy od wartości współczynników  $k$  oraz  $n$  równania Freundlicha. Większa wartość współczynnika  $k$  odpowiadała większej pojemności adsorpcyjnej węgla aktywnego.

W ujęciu termodynamicznym współczynnik  $n$  równania Freundlicha jest przyjmowany jako stała oddziaływania między adsorbowanymi cząsteczkami. Zwykle  $n$  jest większe od jedności, co oznacza, że adsorbowane molekuly

odpychają się. Stała  $B$  równania Dubinina-Astachowa (dla  $n = 1$ ) może więc zostać przyjęta jako wielkość określająca siłę wzajemnego odpychania się adsorbowanych cząsteczek.

Do analizy procesu adsorpcji cyjanku sodu z roztworów wodnych z uwzględnieniem parametrów energetycznych ( $E$ ), granicznej pojemności adsorpcyjnej ( $V_a$ ) i struktury mikroporowatej ( $B$ ) zastosowano równanie Dubinina-Astachowa:

$$\lg a = \lg a_o - 2,303 \frac{R^n T^n}{E^n} \left( \lg \frac{C_n}{C_r} \right)^n$$

lub

$$\lg(aV^*) = \lg V_a - 2,303 \frac{R^n T^n}{E^n} \left( \lg \frac{C_n}{C_r} \right)^n$$

Ustalono zależności pomiędzy wartością stałej  $B = (2,303R/E)^n$  równania Dubinina-Astachowa (dla wykładnika potęgowego  $n = 1$ ) a współczynnikiem  $1/n$  równania Freundlicha.

Stwierdzono, że większej wartości współczynnika  $n$  równania Freundlicha odpowiada mniejsza wartość stałej  $B$ . Im więc jest mniejsza wartość stałej  $B$  (dla  $n = 1$  i danego węgla) tym wzajemne oddziaływanie cząsteczek adsorbatu jest intensywniejsze. Zależność stałej  $B$  równania Dubinina-Astachowa od stałej  $1/n$  równania Freundlicha może być opisana wzorem:  $B \cdot 10^2 = 1,27/n$ .

Wyznaczono według równania Dubinina-Astachowa, charakterystyczną energię adsorpcji  $E$  dla analizowanych węgli aktywnych. Dla wykładnika potęgowego  $n = 1$  równania DA wynoszą one od 4,07 kJ/mol dla węgla Cf do 12,86 dla węgla ML i 13,99 dla węgla WS-13, dla  $n = 2$  wartości parametru energetycznego  $E$  wynoszą od 15,17 kJ/mol do 27,29 kJ/mol, zaś dla  $n = 3$  wartość  $E$  zawiera się w granicach od 21,57 kJ/mol do 30,18 kJ/mol.

Graniczna wielkość adsorpcji  $a_o$  i graniczna objętość adsorpcyjna  $V_a$  wraz ze wzrostem wykładnika potęgowego równania Dubinina-Astachowa zmniejsza się, co prowadzi do wniosku, że liczba moli (tj.  $a_o$ ) potrzebna do zapełnienia ciekłym adsorbentem mikroporów 1 grama adsorbenta zmniejsza się wraz ze wzrostem wykładnika potęgowego równania Dubinina-Astachowa.

Współczynniki korelacji dla wszystkich analizowanych izoterm adsorpcji jest wysoki i bliski jedności. Świadczy to o wysokiej zgodności danych eksperymentalnych adsorpcji cyjanku sodu z roztworów wodnych z równaniami Freundlicha, Langmuira, BET i Dubinina-Astachowa.



# Identification of Model Lightening System and Design of PID Controllers for the Purpose of Energy Savings by Using of MATLAB and Their Functionality in LabVIEW

*Lubomír Nagy, Zuzana Palková*

*Slovak University of Agriculture in Nitra, Slovakia*

*Jan Valiček*

*Vysoka Skola Baňska Ostrava, Czech Republic*

*Marek Kiedrowicz, Krzysztof Rokosz*

*Koszalin University of Technology, Poland*

*Pavel Kovač*

*University of Novy Sad, Serbia*

## 1. Introduction

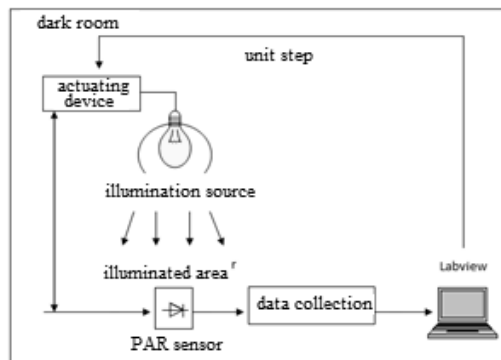
Lightning conditions of growing places by cultivation of crops are together with nutritional and consumptive conditions the most important presumptions by creating of plants biomass. Sunshine intensity varies during the day due to the angel of sunrays impact on earth surface what is the result of year season changing. The light intensity is changing during the day also, as a result of weather, clouds, or the natural movement of sun on the sky. For the plants is most useful light with spectral wavelength  $400\text{--}710\text{ nm}$  (Photosynthetically Active Radiation PAR). Indoor cultivation areas are significant consumers of electrical energy especially during winter season. Some plant species for the optimal growth needs light energy flow 12–16 hours per day. During the day changes the light intensity. The illumination with constant light flow ensures optimal light conditions but on the other site with big energy costs. One way how to



reduce the energy costs is choice of the right type of controller mediated the supplemental lightening according to actual PAR light conditions and PAR necessary for optimal plant growth. For the correct work of controllers important our model systems identify and describe with transfer function. For identification we used “response on unit step” method on the input and LabVIEW program with measuring card for measuring the output of the system.

## 2. Material and methods

Studied system is composed of semiconductor sensor created from silicone photodiode sensible in shortwave light spectral area. The sensor construction is by using of correction optical filters adapted to the maximum sensitivity of the light spectrum in PAR area (380–720 nm). The other part of studied system is supplemental lightening halogen lamp ( $U = 24\text{ V}$ ,  $P = 150\text{ W}$ ). Measurement of step response was necessary make from zero conditions what in this example (because of measuring depend on light) means to place the model into dark chambers. Schematic representation of the measurement is in figure 1.

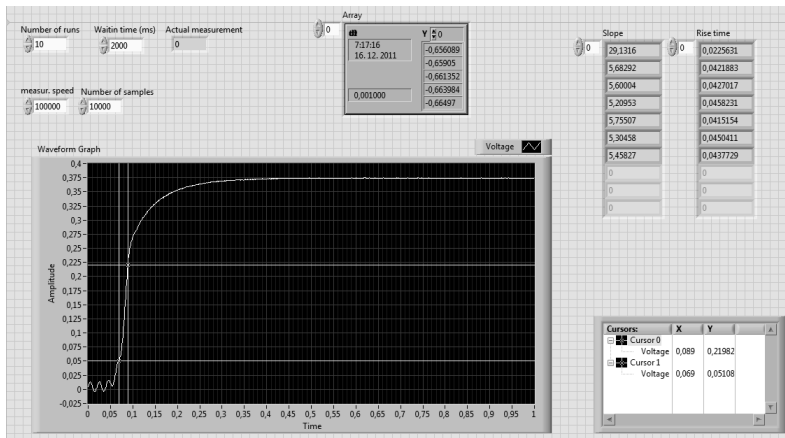


**Fig. 1.** Scheme of measuring the transient characteristics

**Rys. 1.** Schemat pomiaru charakterystyki przejściowej

To measure we used LabVIEW program and additional  $A/D$ ,  $D/A$   $I/O$  measuring card NI – USB 6211 (250 ks/s) that can be directly implemented in the program and it is possible to measure fast events with it. In LabVIEW was created software. On the beginning of measurement starts sampling the input signal and in the same time the software switch

on the actuating device (electrical bulb). Measured data are archived into file and are prepared for next processing. In the software is possible to change sampling frequency, number of samples per measurement and numbers of measurements figure 2.



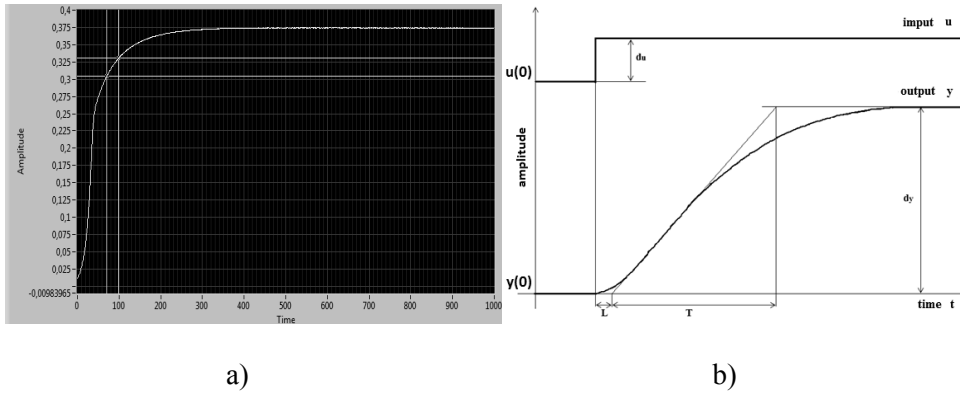
**Fig. 2.** Program for measuring the transient response in LabVIEW

**Rys. 2.** Program do mierzenia charakterystyki przejściowej w LabVIEW

The measurement parameters was set on number of samples for one measurement  $n = 1000$ . Number of repeats for one measurement  $N = 7$ . The first measurement started from idle status (it means cold bulb) therefore was different from the others and was excluded from average.

### 3. Analysis of measured data

The measured data were averaged and analysed using LabVIEW 2011. From the measured values was constructed step response (unit step response for switching on the halogen lamp) Figure 3 a. The figure shows that the unit step response is the shape of "S". For this course we can use an algorithm for processing "S" courses (Klán, 2000) design for MALAB program. This algorithm after loading the matrix elements (data from measurement) calculated the time creep  $L$  (transport delay) and rise time  $T$  (time constant).



**Fig. 3.** a) Step response of illumination system; b) Response of second order system „S“ course

**Rys. 3.** a) odpowiedź jednostkowego skoku na system oświetlenia;  
 b) odpowiedź drugiego rzędu na przebieg S

This type of system we represent in Laplace form as:

$$G_s = \frac{K_s}{(T_1s + 1).(T_2s + 1)} \quad (1)$$

Where:

$$T_1 = T$$

$$T_2 = L$$

$L$ ,  $T$  and  $\tau$  parameters we calculate with MATLAB with using of this script (Klán,2000):

```

a=["MATICA PRVKOV"];           % load the matrix
l=length(a);                   % find out the matrix length
Ts=0.001;                      % sampling period
Tar=Ts*sum((a(1)-a)/a(1));     % average time of stabilization
N=round(Tar/Ts);               % number of samples till stabilization
ya=a(1:N);                     % samples till stabilization
T=Ts*exp(1)*sum(ya/a(1))      % calculation of T constant
L=Tar-T                        % calculation of L constant
Tau=L/Tar                      % normalized traffic delay
    
```

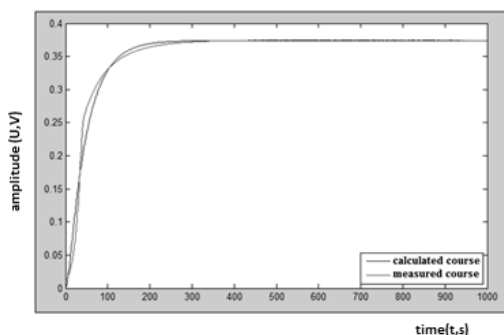
Then parameters as result from script:  $T = 0,0439$ ;  $L=0,0066$ ;  
 $\tau = 0,1301$

Amplification of system  $K_s$  we calculate after stabilization of transient:

$$K_s = y_{\max} - y_{\min} = 0,374183 - 0 = 0,374183 \quad (2)$$

$$G_s = \frac{K_s}{(T_1s + 1).(T_2s + 1)} \Rightarrow G_s = \frac{0,374183}{(0,0066s + 1).(0,0439 + 1)} \quad (3)$$

Transfer of result system (2) we can verify after application of unit step during simulation in MATLAB.



**Fig. 4.** Measured and real course of system response after unit step application

**Rys. 4.** Zmierzony i rzeczywisty przebieg reakcji systemu na skok jednostkowy

#### 4. Calculation of PID controller

To adjust the parameters of PI or PID controller we can use several methods, when are known values of  $K_s$ ,  $T$ ,  $L$ ,  $\tau$ , we can set the type of controller.

If the system is identified as a system of second order:

$$G_s = \frac{0,374183}{(0,0066s + 1).(0,0439 + 1)}$$

With step response of „S“ type. We can then determine for amplification  $K_P = 0,374183$  and time constants  $T_1 = L = 0,0066$  s,  $T_2 = T = 0,0439$  s,  $\tau = 0,1301$  a  $T_{ar} = 0,0505$  s PID parameters after:

**a) Fruehauf and col.**

$$K = \frac{5T}{9K_p L} = \frac{5.0,0439}{9.0,374183.0,0066} = 9,875 \quad (4)$$

$$T_I = 5.0,0066 = 0,033 \quad (5)$$

$$T_D \leq 0,5.0,0066 \leq 0,0033 \quad (6)$$

**b) Aström Hägglund**

$$K = 3,8 \frac{T}{K_p L} \exp(-8,4\tau + 7,3\tau^2) = 3,8 \frac{0,0439}{0,374.0,0066} \exp(-8,4.0,1301 + 7,3.0,1301^2) \\ = 25,62 \quad (7)$$

$$T_I = 5,2 \exp(-2,5.0,1301 - 1,4.0,1301^2) = 0,024 \quad (8)$$

$$T_D = 0,89.0,0066 \exp(-0,37.0,1301 - 4,1.0,1301^2) = 0,0052 \quad (9)$$

**c) PI Aström Hägglund**

$$K = 0,29 \frac{T}{K_p L} \exp(-2,7\tau + 3,7\tau^2) = 0,29 \frac{0,0439}{0,374.0,0066} \exp(-2,7.0,1301 + 3,7.0,1301^2) \\ = 3,86 \quad (10)$$

$$T_I = 8,9 \exp(-6,6.0,1301 + 3,0.0,1301^2) = 0,026 \quad (11)$$

D parameter for PID controller we calculate:

$$T_D \leq T_I / 4 = 0,026/4 \leq 0,0065 \quad (12)$$

Balanced setting

$$K = \frac{1}{K_p} \left[ 1 - \frac{2\tau}{1 + \sqrt{1 + 2\tau^2}} \right] = \frac{1}{0,37} \left[ 1 - \frac{2.0,1301}{1 + \sqrt{1 + 2.0,1301^2}} \right] = 2,33 \quad (13)$$

$$T_I = \left[ \frac{1 + \sqrt{1 + 2\tau^2}}{2} - \tau \right] T_{ar} = \left[ \frac{1 + \sqrt{1 + 20,01301^2}}{2} - 0,1301 \right] 0,0505 = 0,0443 \quad (14)$$

D parameter for PID controller we calculate:

$$T_D \leq T_I / 4 = 0,0443/4 \leq 0,01107 \quad (15)$$

Setting after Ziegler-Nicholsa

From measurement on fig. 2 we can determine the duration of one sample  $\Delta t = 0,001 s$ , the change between two samples  $\Delta y = 0,011063$  and step change  $\Delta u = 1$ . Delay parameter of the rising  $L = 0,0066 s$ .

We determine the steepness:

$$R = \frac{\Delta y}{\Delta t \cdot \Delta u} = \frac{0,011063}{0,001 \cdot 1} = 11,063 \tag{16}$$

PID parameters we can calculate (Olejár, Hrubý, Lukáč, 2009):

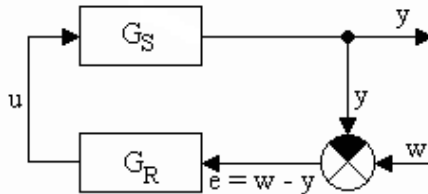
$$K = 1,2/R \cdot L = 1,2/11,063 \cdot 0,0066 = 16,44 \tag{17}$$

$$T_I = 2 \cdot L = 2 \cdot 0,0066 = 0,0132 \tag{18}$$

$$T_D = 0,5 \cdot L = 0,5 \cdot 0,0066 = 0,0033 \tag{19}$$

### 5. Verification of the calculated controllers in MATLAB

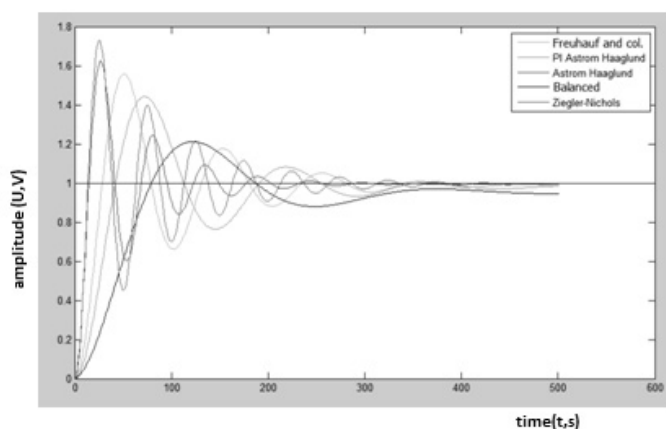
After connecting the transmission of system ( $GS$ ) and transmission of controller ( $GR$ ) into the control circuit and calculation of the common transmission in the form  $G = GS \cdot GR / (1 + GS \cdot GR)$  were applied on the model system Figure 5 unit step and monitor its response in MATLAB simulation Figure 6.



**Fig. 5.** Connection of the controller and controlled system transmission

**Rys. 5.** Transfer przeniesienia regulatora i kontrolowanego systemu

After substituting values of  $PID$  controllers, counting the results of transfer we simulated unit step in MATLAB, we get the behaviour (figure 6) of the system.



**Fig. 6.** Curves of calculated *PID* controller as a response to unit step  
**Rys. 6.** Obliczenie krzywej regulatora *PID* na jednostkowy skok.

## 6. The measuring of calculated *PID* controllers properties in LabVIEW (tuning of the controllers)

The measurement was done after the inclusion of *PID* controller into the illumination system. The system was designed for tuning of optimal *PID* controllers parameters for illumination in greenhouses. This model system consists of the illumination (simulation) reflector, measuring card design for collecting data, circuits for *PWM* regulation of the additional illumination lamp power. Software was developed in LabVIEW and can directly use a *PID* controller implemented in LabVIEW. The program allows us to adjust the calculated parameters of *PID* controller (Tab. 1) and directly tune the functionality on the model process.

**Table 1.** Calculated parameters of designed *PID* controllers

**Tabela 1.** Obliczone parametry zaprojektowanych regulatorów *PID*

PID	Fruehauf and col.	Aström Hägglund	PI Aström Hägglund	Balanced setting	Ziegler - Nichols
K	9,87	25,62	3,98	2,33	16,44
T <sub>I</sub>	0,033	0,024	0,026	0,043	0,0132
T <sub>D</sub>	≤ 0,0033	0,0052	≤ 0,065	≤ 0,011	0,0033

## 7. Description of measured system

Illumination system model with light source  $U = 24V$   $P = 150 W$  can generate maximal value of (Photosynthetically Active Radiation)  $PAR = 22 W.m^{-2}$ . Bulb power control and the PAR control also is through PWM module of microcontroller C8051F340 and USB/UART interface, which communicate with LabVIEW. Control is in range  $0-100\%$  of bulb power. The bulb circuit is switched with MOS FET transistor. Semiconductor illumination sensor is connected to 24bit A/D converter and the conversion result is sent through microcontroller into PC for next processing in LabVIEW. Measurement was made every time for 100 samples and the time of measurement was  $100 s$ .

## 8. Measurement of lighting in system and tuning of PID controllers

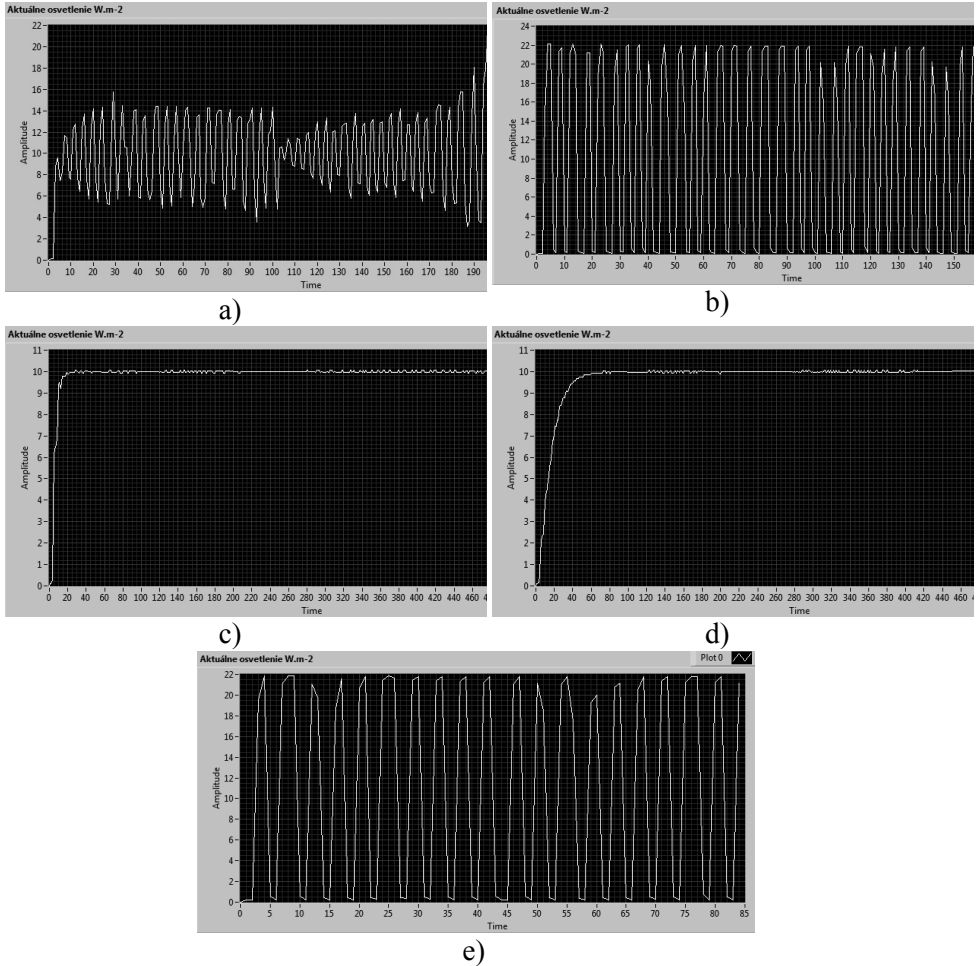
After entering the calculated constants  $K$ ,  $TI$ ,  $TD$ , into the software controller and setting the requesting value of lighting  $FAR = 10 Wm^{-2}$  in the system, when the illumination in the system reaches the desired value, the calculated controller parameters are suitable for the real process. Otherwise, it is necessary to tune manually the PID constants, so that the regulator during controlling or after start, reach a stable state. On Figure 7 c and d, we can see stabile courses of regulators calculated after balanced method and PI Aström and Hägglund method. In the remaining cases it was necessary parameters of PID controller tune manually during runtime. New parameters we can see in (Tab. 2).

**Table 2.** Calculated and tuned PID controller parameters

**Tabela 2.** Obliczone i nastojone parametry regulatora PID

PID	PI Aström Hägglund	Balanced method	Fruehauf and col.	Aström Hägglund	Ziegler - Nichols
K	3,98	2,33	6,575	6,4	6,1
$T_I$	0,026	0,043	0,033	0,05	0,036
$T_D$	$\leq 0,065$	$\leq 0,011$	$\leq 0,0033$	0,002	0,004





**Fig. 7.** Courses of calculated *PID* controllers with methods: a) Fruehauf and col., b) *PID* Aström Hägglund c) *PI* Aström Hägglund d) Balanced method e) Ziegler-Nichols

**Rys. 7.** Obliczone przebiegi regulatora *PID* metodami: a) Fruehauf and col., b) *PID* Aström Hägglund c) *PI* Aström Hägglund d) Balanced method e) Ziegler-Nichols

## 9. Assessment of time regulation and quality control parameters

The regulation time for each controller is time when the controller reaches the zone of insensitivity  $\delta = \pm 5\%$ , which is in this case, the value of intensity  $E = 9,5 \text{ Wm}^{-2}$ . I was comparing the time when the controller reaches this zone and stay with the regulated value in it. I made the measurement 10 times for each *PID* controller. The times were averaged. Results of measured and averaged times are in table 3. Quality control parameters are measured by regulating the intensity during outdoor light simulation. We simulated the external illumination (the shape was the same as the course of daily summer sun illumination) and we studied the ability of the regulator to adapt to changes and hold the best possible requested value. In tab. 4 we can see the maximal and minimal value of variable overshoot as well difference between these values. Based on these parameters we consider the suitability of each regulator to control the process.

**Table 3.** Measured rise times of *PID* controllers

**Tabela 3.** Zmierzony czas narastania regulatora *PID*

Controller	PI Aström Hägglund	Balanced method	Fruehauf and col.	(PID) Aström Hägglund	Ziegler - Nichols
Rise time (s)	<b>5,391</b>	17,045	4,364	<b>2,622</b>	5,016

**Table 4.** Measured values of maximal and minimal overshoot by simulation of day light

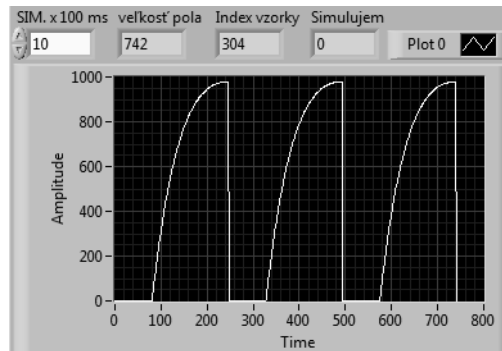
**Tabela 4.** Zmierzone wartości maksymalnego i minimalnego przeregulowania przy symulacji dziennego oświetlenia

Indicators of the quality of controlled process 1 s	PI Aström Hägglund	Balanced method	Fruehauf and col.	(PID) Aström Hägglund	Ziegler - Nichols
Maximal overshoot - average, $\text{W.m}^{-2}$	13,4674	14,1659	13,3398	13,2432	13,4150
Maximal overshoot - average, $\text{W.m}^{-2}$	12,5375	11,9164	12,6537	12,7607	12,0639
Diference	<b>0,9299</b>	2,2495	0,6861	<b>0,4825</b>	1,3511

## 10. Energy consumption comparison of calculated PID controllers

Quality of regulation in terms of energy savings we evaluate on the basis of the percentage of positive action interventions considered in during the process regulation.

To the unnecessary energy consumption occurs especially when the process variable is overshoot (it means is over the requested value) especially when the controller inflexibly react on the changes of controlled value. In other cases (when the value is under the requested) it leads to energy savings (but these are undesired) because the controller does not provide enough requested value in system. This affects decreasing quality of controlled process. We set the simulation for comparing only the overshooting of controlled process. FAR illumination was set on  $E = 13 \text{ W.m}^{-2}$  and the course of simulated illumination is on figure 8.



**Fig. 8.** The course of simulated illumination in evaluating of energy savings  
**Rys. 8.** Przebieg simulacji oświetlenia w ocenie oszczędności energii

Because regulators in the real process will run continuously switched on, I limited evaluation of results of savings only on the steady states of controlled process. The results are then easier to interpret. The resulting percentage of the controlled output by the requested value  $E = 13 \text{ W.m}^{-2}$  what represents the *PWM* byte approximately on value  $PWM = 181 = 70.98\%$  of the maximum achievable power of bulb we became after counting *PWM* actions of the controller. After counting we make the percent conversion of the result to against continuous illumina-

tion during regulation. In table 5 we can see the percentage of power consumption for each *PID* controller.

**Table 5.** Indicators of energy consumption for *PID* controllers

**Tabela 5.** Wskaźniki zużycia energii w regulatorach *PID*

Indicators of energy consumption	PI Aström Hägglund	Balanced method	Fruehauf and col.	(PID) Aström Hägglund	Ziegler - Nichols
The percentage of PWM output actions, %	<b>30,2559</b>	33,8247	27,4611	<b>26,5051</b>	31,1194

## 11. Conclusion

The parameters of *PID* controllers we calculated by using of mentioned ways and their functionality tested in the MATLAB program. On the figure 6 are courses of systems after unit step MATLAB simulation. The best result reached the *PI* Astrom Hägglund and Balanced controller although they work with permanent control deviation. Remaining controllers reached the steady state too but with a large variable overshoot. This can be the reason of instability by controlling of real process figure 7 a, b, e.

By the controlling of real process the best controller was *PI* Astrom Hägglund and from hand tuned controllers *PID* Astrom Hägglund. Their rising times on requested value is the best from all five controllers table 3. By quality controlling process assessment (variable overshooting) were the best controllers *PI* Astrom Hägglund and *PID* Astrom Hägglund too table 4. Remaining controllers after hand tanning works properly and with their parameters are suitable for controlling investigated process. From the site of energy saving by controlling the process were the also these controllers (*PI* Astrom Hägglund and *PID* Astrom Hägglund) the best. *PID* Astrom Hägglund controller saves more than 7% of energy compared to the balanced method controller.

The difference between theoretically counted values and real instability of controllers by measuring in LabVIEW was caused with the different conception of real *PID* and software *PID* used in LabVIEW. Software *PID* controller does not work on the traditional base and with its implementation into PC it becomes PSD controller. Another problem

was the delay of measured signal carrying data from measured process. Cycle time was approximately 437 ms after which the controller set the output process values. With this delay the controlling process lost its continuity. By decreasing of the cycle time we improve the behaviour of counted controllers and its suitability for controlling investigated process.

## References

1. **Olejár M., Hrubý D., Lukáč O.:** *Metódy riadenia mikroklimatických podmienok v uzavretých priestoroch a ich vplyv na úsporu elektrickej energie*. Vydavateľstvo SPU v Nitre, 2009, ISBN 978-80-552-0316-4.
2. **Havlíček J., Vlach J., Vlach M., Vlachová V.:** *Začínáme s LabVIEW*. BEN – technická literatúra, 2008, ISBN 978-80-7300-245-9.
3. **Němec Z.:** *Prostředky automatizovaného řízení – elektrické*. Ústav automatizace a informatiky, Brno 2002.
4. **Klán P.:** *Moderní metody nastavení PID regulátorů*. Časopis AUTOMA 2000, číslo 9.
5. **Olejár M., Hrubý D., Lukáč O., Bystriansky P.:** *Vplyv rôznych regulačných metód na úsporu elektrickej energie*. In *Acta technologica agriculturae*. SPU v Nitre, 2009, ISSN 1335-2555, 2008, roč. 11, č. 2, 49-53.
6. **Veselý V., Drahoš P.:** *Inžinierske metódy nastavovania parametrov regulátorov (1)*. ATP juornal 2/2004. Dostupné na internete: [http://www.atpjournals.sk/buxus/docs/atp-2004-02-74\\_77.pdf](http://www.atpjournals.sk/buxus/docs/atp-2004-02-74_77.pdf)
7. **GREENHOUSE HORTICULTURE**. 2005. [online] Computer control systems, sensors and monitoring equipemement in greenhouse. Primary Industries Agriculture. Internet source: <http://www.dpi.nsw.gov.au/agriculture/horticulture/greenhouse/structures/computer-control>
8. **RUNKLE, E.** 2006. [online document]. Daily Light Integral Defined. Technically speaking. Internet source: [http://www.hrt.msu.edu/Energy/Notebook/pdf/Sec1/Daily\\_Light\\_Integral\\_Defined\\_by\\_Runkle.pdf](http://www.hrt.msu.edu/Energy/Notebook/pdf/Sec1/Daily_Light_Integral_Defined_by_Runkle.pdf)
9. **DORAIS, M.** 2003. [online document]. The use of supplemental lighting for vegetable crop production: light intensity, crop response, nutrition, crop management, cultural practices. Canadian Greenhouse Conference October 9, 2003. Internet source: <http://www.agrireseau.qc.ca/legumesdeserre/Documents/CGC-Dorais200fin2.PDF>
10. **LI-COR Biosciences**. [online]. Radiation Measurement Instruments. 2004. Internet source : <<http://www.licor.com/env/PDF/RMB.pdf>>

## **Identyfikacja modelu systemu rozjaśniania i zaprojektowania regulatora PID w celu oszczędności energii przy wykorzystaniu programu MATLAB i funkcjonalności LabVIEW**

### **Streszczenie**

System sterowany jest częścią pętli i konieczne jest rozważenie go jako osobnej części z konkretnej nieruchomości. Podczas wyboru właściwego regulatora PID ważne jest, aby zrozumieć dynamiczne właściwości kontrolowanego systemu. Na opis tego obiektu zostały opracowane różne metody bilansów energii i następnym modelem matematycznym korygującym przejęcie funkcji transferowych. W praktyce lepiej jest użyć metod, których obserwujemy zachowanie dla konkretnych warunków systemowych (na przykład odpowiedzi na jednostkowy skok na wejściu lub częstotliwość sygnału). Według Behaving wiemy jak matematycznie opisać systemu i następnie wybrać właściwy rodzaj regulatora PID z jego parametrami. Ten artykuł skupia się na identyfikacji systemu oświetlenia dla uprawy roślin szklarniowych oraz prawidłowego zaprojektowania parametrów regulatora PID do sterowania oświetleniem, tak aby zorientowany był on na oszczędności energii.



## Threats to Areas of Natural Interest

*Wiktoria Sobczyk, Agnieszka Biedrawa-Kozik,  
Anna Kowalska*

*AGH University of Science and Technology, Poland*

### 1. Introduction

The concept of “area of natural interest” is very common in the literature on the problems of environmental protection. Its meaning is not however defined clearly and explicitly. In a general meaning the term denotes an area of high value conditioned by the existence of various minerals, elements, and qualities of animated and inanimate nature [7].

Protected area is a site marked off geographically that is under protection or special management with a view to protecting it from threats. It is usually created in regions with diversified landscape or natural values and it is under legal protection. One of the main aims of protected areas is protection of natural resources against degradation and misuse as well as creation of appropriate conditions for animals, plants and their communities [4].

Definitions of area of natural interest point to the fact that such regions deserve protection, which should include not only preventive means in a specific area, but also prevention of adverse external influences. The area of natural interest should therefore encompass an area of wide natural variety along with the surrounding buffer zone (protection zone) [9].

The areas of natural interest have several functions once they are created. First of all, they are to protect the nature, make it possible to carry out research and popularization of knowledge about nature and preserve cultural heritage of different national regions.

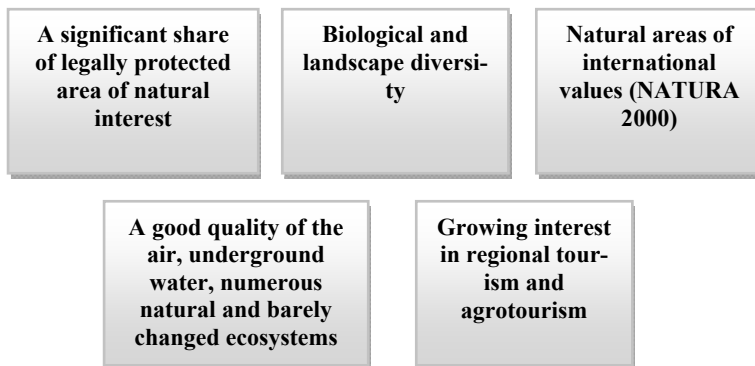
The main reason for the specific treatment of areas of natural interest, i.e. providing legal protection for them, is an attempt to preserve

their ecological function. It helps to maintain the stability of natural ecosystems and basic ecological processes and minimize threats to natural environment.

## 2. Characteristics of areas of natural interest

The legitimacy of protecting unique elements of nature is indisputable. However, areas which are abundant in living organisms are inhabited by local communities striving for satisfaction of own needs and growth in the quality of life. The efficiency and effectiveness of the area of natural interest protection system should be based mainly on the development of management systems which would not pose threats to such area. No protection area management system will help if there are internal sources of pollution and local communities prefer development strategies which are not in line with reaching protection-related goals.

The landscape is a synthesis of natural, cultural and visual environment and each of these features needs individual treatment for their development and protection. The protection requires familiarity with ecological rights and functioning of ecosystems. The protection of areas of natural interest even along with the implementation of newer systems of protection cannot be the only target. The diagram below (fig. 1) shows strengths which should be used for task groups in areas of natural interest.

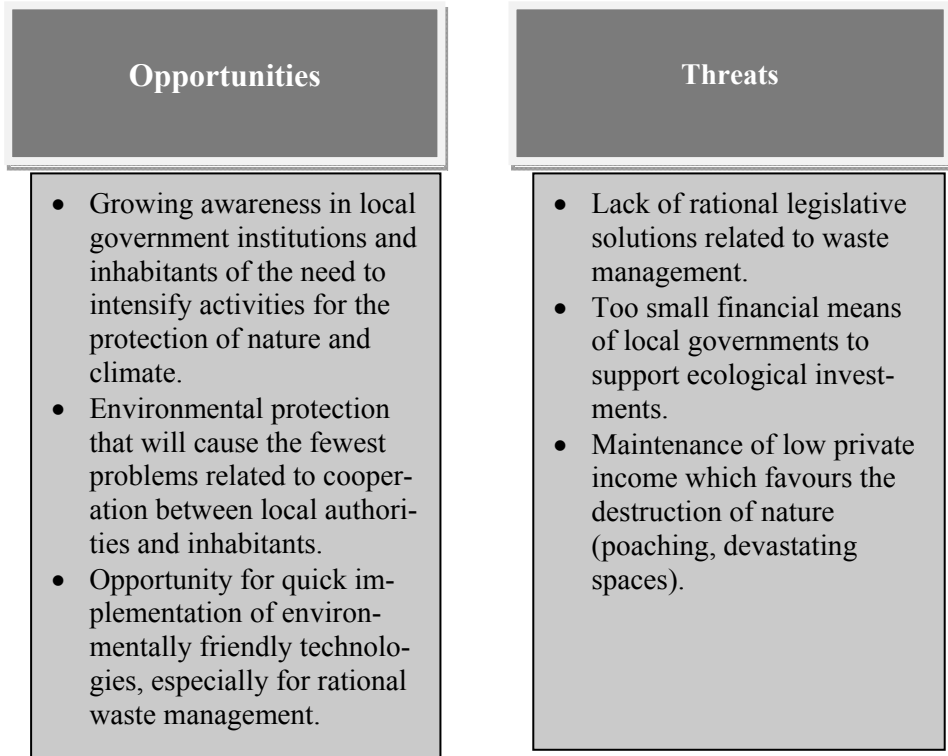


**Fig. 1.** Examples of strengths of areas of natural interest [by A. Biedrawa]

**Rys. 1.** Przykładowe mocne strony terenów przyrodniczo cennych  
[opr. A. Biedrawa]



Strengths are connected with opportunities as well as threats that should be prevented. The maintenance of strengths of areas of natural interest should be the main objective for local governments and inhabitants. Figure 2 shows aspects relating to opportunities and threats when creating task groups for the protection of areas of natural interest.



**Fig. 2.** Opportunities and threats when creating task groups for the protection of areas of natural interest [by A. Biedrawa]

**Rys. 2.** Szanse i zagrożenia w konstruowaniu grup zadaniowych dla ochrony terenów przyrodniczo cennych [opr. A. Biedrawa]

### 3. Threats to areas of natural interest

Areas of natural interest are exposed to many unfavourable factors which are often of anthropogenic origin. The scale of threats is alarming and it increases steadily. The main threats to areas of natural interest are increased tourist activity, development of skiing infrastructure and municipal waste.

The specificity, type and location of areas of natural interest as well as landscape interdependencies call for activities preventing the degradation of environmental values. Communes, where protected areas such as national parks or reserves are located, have special tasks to perform. They are obliged to partial withdrawal of certain areas from use, mainly industrial, agricultural and forest [2, 6].

A hope for better understanding of functioning of protected areas lies in the development of science dealing with exploring the nature as landscape (landscape ecology). The dynamics of landscape changes is regulated by time, and quick landscape changes, which are made by human activity, usually refer to destruction of structure and function of nature. Values lost from the genetic and ecological structure and their functions regenerate very slowly or do not regenerate at all; they start to degrade. Experiences have shown that technology not only makes it possible to use landscape, but it also destroys its natural values.

Threats increase every day along with the population growth, migration, industrialization and urbanization. These factors have an adverse impact on the air, water, soil and they also cause the degradation of flora, especially forests which are inseparable from areas of natural interest.

### **Tourist activity**

Tourism and recreation are defined as the phenomenon of migration for visit, leisure and pleasure. Tourism is described as an active form related to travelling, whereas recreation is a passive leisure which is connected with a long stay in one place. In contemporary world tourism is one of the fastest growing forms of human activity [11]. The growth in tourism cannot take place at the cost of natural environment. All forms of tourism in areas of natural interest should be made ecological [12].

Forest areas are the main objective of tourist penetration and the source of attractiveness for leisure-seeking people. At the same time tourism and recreation are among basic forms of anthropogenic impact on the environment, which affect forests. Therefore, tourism in such areas require a special care on the part of forest administration. Different economic entities and forest administration show growing interest in the development of the tourism industry, and particularly in the income that can be generated as a result of providing services to tourists. Hence the reason for indentifying tourism as an economic function of forests. Tour-

ism is consequently a potential common ground for cooperation, but sometimes also for disputes between the forest administration and local authorities. Tourism will always grow, therefore the development of sound relations between the forest administration and the community will require effort from all interested parties.

Green areas are visited by millions of tourists every year (photo 1). Threat has a wide and diversified range of impact expressed by the fragmentation of sensitive ecosystems and population of living species, trampling on plant communities and rare species of plants, erosion of soil due to damaged vegetation and increase in waste materials, eutrophication and pollution of natural habitats.



**Photo 1.** Massive tourist activity in the Tatra National Park  
[photo by A. Biedrawa]

**Fot. 1.** Masowy ruch turystyczny w Tatrzańskim Parku Narodowym  
[fot. A. Biedrawa]

The peculiarities of nature protected by reserves (in national parks and natural reserves) are places which are used intensively for leisure purposes, especially for tourist activities. Threats to forests can be serious. They manifest themselves through the disturbance of forest tranquility (anthropogenic noise), littering, damaging trees, trampling, scaring animals, polluting soil.

### **The development of skiing infrastructure**

A local threat, including skiing infrastructure, is very serious. Damages which have been made as a result of skiing are manifested in

the landscape of discussed area mainly through a complete devastation of plants around ski runs and lifts as well as a mountain landscape and mechanical damage of plants and soil (photo 2).

Another very important aspect is also worsening or sometimes even destroyed forests' retention functions. The forest is a sort of sponge absorbing water from rainfall, melting snow and channeling it slowly to streams and rivers. Deforestation causes an uncontrolled flow of water and high water in streams, which may lead to local floods. A great number of skiers in the mountains is also a threat to animals for whom forests are natural environment.



**Photo 2.** Forest clearance for ski lifts [3]

**Fot. 2.** Wycinka lasów pod wyciągi narciarskie [3]

An alternative tourism may make up for the above status quo. It is both human-friendly and environmentally friendly. Ecotourism, downhill skiing, hiking or watching birds bring people closer to wildlife and the original goals of tourism. Mountain range clearance, development of slopes for ski lifts, unmanaged condition of the environment deprive future generations of the opportunity to admire wildlife [5, 8].

### **Municipal waste**

Areas of natural interest are facing a serious problem, which is littering. The development of various industries and economies which started at the turn of 19<sup>th</sup> and 20<sup>th</sup> centuries, the spread of new technologies and products led to an excessive overload of the environment. In order to pander to every human whim the surrounding environment has been transformed into a big conglomerate. This operation resulted in the production, next to the useful product, of masses of by-products which are called waste (photo 3).

With the economic development and increasing environmental degradation, the approach to issues of environmental protection has changed too. People used to think that given the small population and vast areas of land, the nature will handle all waste by itself. It could not have been more deceptive. It was not more than several decades ago when the viewpoints changed. It was observed that the limits of self-regeneration of nature were exceeded. New technologies and waste management systems began to develop.



**Photo 3.** Uncontrolled rubbish dump in the Tatra National Park  
[photo by A. Biedrawa]

**Fot. 3.** Niekontrolowane wysypiska śmieci w Tatrzańskim Parku Narodowym  
[fot. A. Biedrawa]

A new thinking has originated the human-nature and nature-human relation and a few concepts of which the most prominent include waste reduction, clean technologies and best available technologies (BAT) [1].

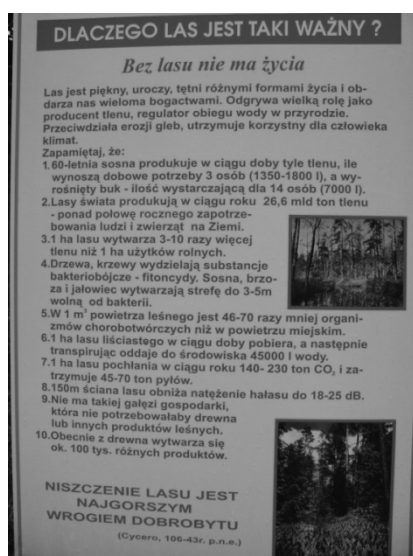
Municipal waste produced in areas of natural interest differ considerably in weight and properties from municipal waste produced in big urbanized areas. This is obvious and it stems from the specificity of household management. The composition of waste is also different. In most urbanized areas waste is highly fertilized as it contains a wide variety of organic elements. On the other hand, waste from small towns and villages and natural areas contains insignificant amount of organic substances, which means that their fertilizing and fuel properties are little (most organic components are used in gardening or as animal feed). They also contain a small proportion of components fitted for recyclable waste.

When preparing a waste management programme in small and medium-size communes it should always be analyzed if there are opportuni-

ties for cooperation with other neighbouring communes to solve the problem. Many small communes are not capable of neutralizing waste.

#### 4. Protection programme

Due to a conflict between the tourist use and management and the protection of natural values it is essential to develop a detailed management programme of areas of natural interest for tourism. The programme should account for a subordinate function of tourism to an ecological function. Areas of extreme natural values must be marked with silence zones that are not for tourist use. The masses of produced and left waste should be minimized [1].



Fot. 4. Educational boards in the Bieszczady National Park [photo by W. Sobczyk]

Fot. 4. Tablice edukacyjne w Bieszczadzkiem Parku Narodowym [fot. W. Sobczyk]

Moving along marked tourist trails, staying only in places designated for rest which are close to properly developed tourist trails, information boards containing commentaries on proper behaviour in a visited forest area (photo 4) are ways to reduce the nuisance of tourists in forests under legal protection.

The economic problems of waste, especially neutralization, are difficult to solve at the micro level, namely in the case of small communes. Motivation for a proper waste management is targeted at the society because the formula for success in waste management is social education and awareness (photo 5).



**Photo 5.** Reminding tourists about waste segregation, Przysłup next to Cisna (The Cisna-Wetlina Landscape Park) [photo by W. Sobczyk]

**Fot. 5.** Przypomnienie turystom o segregacji odpadów. Miejscowość Przysłup koło Cisnej (Ciśniańsko-Wetliński Park Krajobrazowy) [fot. W. Sobczyk]

## 5. Conclusion

Environmental protection is about the maintenance of basic ecological processes and systems which are the mainstay of life. Ecosystems are responsible for food production, health, and a steady development. Argosystems, forest and water ecosystems play an important function here. To reduce adverse influences and develop sound relations between the nature and economy the concept was adopted to provide protection to various forms of land which have not been transformed heavily and which show high ecological values. The success of this goal depends on the society's ecological attitude. Therefore, it is advisable to develop positive behaviours in inhabitants and tourists who are the users of areas of natural interest [10].

The development of deliberate behaviours can be achieved through educational and information policy promoting a pro-ecological lifestyle. The educational programme should be available for all age groups: the recipients are young people at different educational levels, teachers, parents, local government authorities and administration officers and tourists, so all people visiting beauty spots in our country.

Increasing the ecological awareness of the society can take place in different ways: formal ecological education for young people, scientific meetings, happenings, workshops, conferences, training schemes, seminars, symposia, or even fairs, contests, trips, concerts. It is worth encouraging educational publishing institutions (publication of books, leaflets, brochures) as well as the mass media: the press, local television and ubiquitous Internet.

*The paper has been prepared within the AGH University of Science and Technology – statutory research work No 11.11.100.482*

## References

1. **Biedrawa A.:** *Zagrożenia terenów przyrodniczo cennych wynikające z niewłaściwej gospodarki odpadami*. III Konferencja Młodych Uczonych Profuturo, 53–59. Kraków 2008.
2. **Biedrawa A., Sobczyk W.:** *Zagrożenia terenów przyrodniczo cennych na przykładzie Zakopanego (Polska)*. Rozdział w monografii XXI DIDMAT-TECH, 524–528. Czechy 2008.
3. Białe szaleństwo. Stowarzyszenie Pracownia na rzecz Wszystkich Istot. Bystra (a promotional brochure).
4. **Dubel K.:** *Strategia rozwoju gmin wiejskich na terenach przyrodniczo cennych*. Wyd. Fundacja Centrum Edukacji Ekologicznej Wsi w Krośnie. Krosno 1999.
5. **Matusz J.:** *Pogodzić naturę z narciarzami*. „Rzeczpospolita”, 10 I 2006.
6. **Iddle E., Bines T.:** *Planowanie ochrony obszarów cennych przyrodniczo*. Wyd. Klub Przyrodników Świebodzin 2004.
7. IUCN: *Protected areas of the world: a review of national systems*. Gland&Cambridge 1992.
8. **Owsiak J., Sewerniak J., Andrzejewska G.:** *Rozwój turystyki na obszarach chronionych*. Ekspertyza wykonana na zlecenie Ministerstwa Gospodarki. Instytut Turystyki, Toruń 2000.



9. **Poskrobko B.:** (red.) *Zarządzanie w warunkach ekorozwoju*. Wydawnictwo Politechniki Białostockiej. Białystok 1998.
10. **Sobczyk W., Biedrawa A., Kowalska A., Pawul M.:** *Edukacja – ekologia – ekorozwój, czyli o wdrażaniu zasad zrównoważonego rozwoju*. Rocznik Naukowy nr 1/2010, cz. 1, 265–270. Przemysł 2010.
11. **Wnuk Z.:** (red.) *Jaka turystyka w rezerwatach przyrody*. Materiały V Krajowej Konferencji <Ochrona przyrody a turystyka>, WSP w Rzeszowie, Rzeszów 2003.
12. **Zimniewicz K.:** *Bariery w zarządzaniu parkami krajobrazowymi w Polsce*. Polskie Wydawnictwo Ekonomiczne, Warszawa 2008.

## Zagrożenia dla obszarów cennych przyrodniczo

### Streszczenie

Obok obszarów silnie przekształconych przez człowieka istnieją zakątki, w których zachowała się przyroda mało zmieniona od wieków. Obszary takie zasługują na pełną ochronę. Niestety dzieje się inaczej. Podlegają one wpływowi zewnętrznych źródeł emisji, które powodują degradację świata roślinnego, zwierzęcego oraz krajobrazu. Na degradację środowiska wpływają wzmożony ruch turystyczny, produkcja odpadów, presja urbanizacji. Działanie tych czynników może wkrótce doprowadzić do zachwiania równowagi ekologicznej na obszarach o cennych walorach przyrodniczych.

W artykule opisano specyfikę terenów cennych przyrodniczo, ich mocne strony, szanse i zagrożenia w konstruowaniu grup zadaniowych dla ochrony terenów przyrodniczo cennych.

Każdego roku tereny chronione odwiedzają miliony turystów. Zagrożenie ma bardzo szeroki i zróżnicowany zakres oddziaływania, wyrażający się we fragmentacji wrażliwych ekosystemów oraz populacji występujących tam gatunków, zadeptywaniu cennych zbiorowisk roślinnych i rzadkich gatunków roślin, erozji gleb w miejscach zniszczonej pokrywy roślinnej oraz we wzroście masy odpadów, eutrofizacji i zanieczyszczeniu naturalnych siedlisk.

Odpady komunalne powstające na terenach przyrodniczo cennych różnią się w istotny sposób pod względem masy i właściwości od odpadów komunalnych, powstających w dużych aglomeracjach miejskich.

Gminy, na terenie których znajdują się obszary objęte ochroną, jak parki narodowe czy rezerваты, mają szczególne zadania. Są zobowiązane do częściowego wyłączenia pewnych terenów z użytkowania, głównie przemysłowego, rolniczego i leśnego.

---

W celu ograniczenia niekorzystnych wpływów i kształtowania właściwych relacji między przyrodą a gospodarką przyjęto koncepcję objęcia ochroną różnych form terenów, które nie zostały jeszcze silnie przekształcone i które odznaczają się wysokimi walorami ekologicznymi. Osiągnięcie tego celu zależy od postawy ekologicznej społeczeństwa. Należy więc zadbać o kształtowanie pozytywnych zachowań mieszkańców i turystów – użytkowników terenów cennych przyrodniczo.



## Biosorption of Uranium (VI) from Natural Water

*Wiesław Stelmaszuk*

*Foundation EKOGLLOBE, Białystok, Poland*

*Galina Nikovskaya*

*Institute of Biocolloidal Chemistry, Kiev, Ukraine*

### 1. Introduction

Uranium mining and reprocessing industry, atomic energetics, nonsanctioned disposal of waste water, technogeneous catastrophes are the main factors of radio-uranium contamination of the environment including natural water which provide chemical elements' migration in biosphere. In recent year a new additional factor "dirty" bombs with nonriched U-238 has appeared and used by USA and NATO troops in Iraq and Serbia. Hemogenesis and excretion organs of human and animal beings are the most sensitive to uranium but the toxic symptoms can be manifested after a long latent period. The uranium concentration in river water can vary in wide range from  $10^{-4}$  to  $5 \times 10^{-5}$  mg/dm<sup>3</sup> [25]. At the same time the maximum permissible concentration of uranium for drinking and household water basins are 1,0 and 0,5 mg/dm<sup>3</sup> respectively [24, 25]. There are four valencies of uranium oxidation in water solution and the most stable form is U(VI) [2, 6, 7, 11, 28, 34]. Because of high hydrolysis and complex forming ability, uranium U(VI) exists in natural water in the form of organic, mainly fulvinate, complexes and their part can achieve 60% [6, 11, 28, 30, 32–34]. In the processes of water ecosystems' self-cleaning microorganisms play an important role. It is established that essentially all microorganisms are able in a specific extent to sorb  $\text{UO}_2^{2+}$  ions from water solutions [3, 4, 7–9, 12–16, 18–21, 23]. But a possibility of biosorption of uranyl organocomplexes which are the most typical for natural waters metal compounds hasn't been studied up to now. Besides, all mentioned above investigations were fulfilled on

pure microbial mono cultures. But real biological processes are accomplished by the combination of microorganisms with the different properties adapted to the coexistence under specific conditions (microbiocenosis). The cheapest and widespread microbiocenosis is activated sludge (by-product of biological treatment of municipal waste waters).

The goal of our work is the comparative study of the sorption of ions, as well as fulvinate complexes of uranium (VI) by widely available activated sludge from natural river water.

## 2. Materials and methods

A natural water of the Dnieper River was used in our experiments. The water of pH 6.8 and hardness 7 mg-eq./dm<sup>3</sup> consists of (mg/dm<sup>3</sup>): sulfates – 500; chlorides – 350; ferrous – 0.3; manganese – 0.1; copper – 1.0; aluminum – 0.5; dry residue – 1000. The system pH value was adjusted with 0,1 M HCl and NaOH solutions and controlled by potentiometry. The water was contaminated by the solutions of uranyl nitrate UO(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> or uranyl fulvinate. The last was synthesized at mass ratio UO<sub>2</sub><sup>2+</sup> : fulvic acid = 1 : 1 and contact time for 2 days. [UO<sub>2</sub> – FA] is a stable water soluble complex with a constant of formation 6·10<sup>7</sup> and a constant of dissociation 1,2·10<sup>-6</sup> [2, 15, 31]. Uranium (VI) concentration was measured colorimetrically using Arsenazo III dye.

As a model biosorbent of uranium (VI) the syntrophic microbial association “activated sludge” used all over the world at the station for biological treatment of municipal waste water was tested. It contains all known representatives of microbiota of aqueous ecosystems combined into the aggregates (bioflocks) due to the polysaccharides of *Zoogloea ramigera* which is the most characteristic member of activated sludge microbiocenosis. Activated sludge bioflocks possess a highly developed surface and ability to rapid sedimentation [8, 16, 27, 31]. Activated sludge was concentrated by settlement and dosed as a suspension. Biomass concentration in the handling suspension was measured by the gravimetry after drying at 105°C.

Uranium compounds' uptake by bioflocks (biosorption) was studied by the method of adsorption from solution. For this purpose the suspension of activated sludge microorganisms contaminated with U(VI) was stirred during the time necessary to attain the sorption equilibrium.

The range of initial U(VI) concentrations was 0.1 - 0.8 mM, acting concentration of microorganisms – 1 g/dm<sup>3</sup> (as dry mass). The separation of used bioflocks from a liquid phase was performed by settlement during 30 min sufficient for a whole division of the suspension. The uranium (VI) removal from a liquid phase was estimated by its residual concentration expressed as a percents of the initial one:

$$a = \frac{C_i - C_e}{m} \text{ (mmole/g)} \quad (1)$$

where  $C_i$  и  $C_e$  are the initial and equilibrium metal concentration in solution (mM),  $m$  is the biosorbent concentration (g/dm<sup>3</sup>).

Freundlich proposed the formula [1, 3, 5, 9, 12, 17, 19-22, 26, 29], describing adsorption process

$$a = kC_e^{\frac{1}{n}} \text{ (mmole/g)} \quad (2)$$

where  $a$  – adsorption,  $k$ ,  $1/n$  – constants.

Freundlich formula uses along with the constant  $k$  (depending mainly on the solution temperature and adsorbent's surface) the constant  $n$  which is a temperature function. The constant  $n$  is always more than one. The Freundlich isotherm equation is widely applied for a description of adsorption from diluted water solutions. In a linear form the equation (2) can be written as

$$\lg a = \lg k + \frac{1}{n} \lg C_e \quad (3)$$

When analyzing uranium (VI) biosorption dependence on its equilibrium concentration in solution, the Langmuir equation [9, 12, 16, 17, 21, 23, 26, 29].

$$a = \frac{a_{\max} KC_e}{1 + KC_e} \quad (4)$$

was used in the linearized form [1, 9, 10, 21].

$$\frac{C_e}{a} = \frac{1}{a_{\max}} K + \frac{C_e}{a_{\max}} \quad (5)$$

where  $a_{\max}$  – the limiting sorption of U(VI), mmole/g,  $K$  – constant proportional to the affinity of U(VI) for a biosorbent [9, 26].

The equation (4, 5) doesn't take into account interactions between uranium molecules. The form of the equation (5) is used for a description of adsorption processes for *l*-type isotherms in the  $C_e/a$  coordinates as the  $C_e$  function [21]. Within the bounds of applicability of the equation (5) one can obtain a straight line with a slope  $1/a_{\max}$  and the section  $1/a_{\max} \cdot K$  on the axis  $C_e/a$ .

When studying uranium (VI) desorption, biosorbent (activated sludge) loaded by uranium (VI) was covered with a fresh portion of pure natural water or 0.1 M NaHCO<sub>3</sub> solution. Then the suspension was stirred for 30 min, the bioflocks were allowed to settle and in water phase uranium (VI) concentration was detected and compared with the one, early sorbed from a challenge volume.

### 3. Results and discussion

One of the most important controllable factors that are responsible for the behavior of uranium (VI) in water solution is the pH value. In this connection, we studied the influence of the pH value on the efficiency of the metal sorption by microbocenosis at 40 min contact time sufficient for sorption equilibrium attainment (Fig. 1). Maximum interaction occurs at pH 4-5 when the metal is present in the form of water-soluble cations UO<sub>2</sub><sup>2+</sup> [9, 18, 21, 32, 33]. Some decrease in uranyl biosorption at the neutral pH values within the range of the pH value 6-7 in comparison with more acid medium can arise from the formation at these conditions hydroxocomplexes [UO<sub>2</sub>OH]<sup>+</sup>, [(UO<sub>2</sub>)<sub>3</sub>(OH)<sub>5</sub>]<sup>+</sup>, [UO<sub>2</sub>(OH)<sub>2</sub>] [2, 28, 31, 33]. A specific feature of the pH dependence of uranyl biosorption is its significant inhibition at pH ≥ 8 when U(VI) is present in the form of negatively charged water soluble compounds – uranite ions UO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, polyuranite ions U<sub>2</sub>O<sub>7</sub><sup>2-</sup>, U<sub>3</sub>O<sub>10</sub><sup>2-</sup> and carbonate complexes of uranyl [UO<sub>2</sub>(CO<sub>3</sub>)<sub>3</sub>]<sup>4-</sup> [2, 28, 32, 33]. The data obtained (Fig. 1, curve 2) show that within the studied range of the pH value from 4 to 9 a sorption of uranyl fulvic complexes slightly depends on the level of water acidity and substantially less effective than a sorption of a free uranyl-ion.

The dependence of a specific sorption of uranium (VI) compounds in the form of ions, hydroxo- and fulvinate complexes by activat-

ed sludge microbocenosis on equilibrium (residual) metal concentration was studied in the range of their initial concentrations from 0.1 to 0.8 mM (Fig. 2). The curves obtained (Fig. 2) have the shape of Langmuir isotherms with steep initial plot, indicating a high affinity of studied uranyl forms to the challenge biosorbent and chemisorption character of interaction in the system uranium (VI) – activated sludge microbocenosis. It is established, that the better fit occurred with the Langmuir linear isotherm with high correlation coefficient values ( $r^2$ ), 0.9882 ( $\text{UO}_2^{2+}$ ), 0.9903 ( $[\text{UO}_2\text{OH}]^+$ ,  $[(\text{UO}_2)_3(\text{OH})_5]^+$ ,  $\text{UO}_2(\text{OH})_2$ ), 0.9874 ( $[\text{UO}_2\text{-Fulvinate}]$ ) which can be observed in tab. 1. At the same time the  $r^2$  values for Freundlich isotherm were ( $r^2 = 0.9645$  ( $\text{UO}_2^{2+}$ ),  $r^2 = 0.9720$  ( $[\text{UO}_2\text{OH}]^+$ ,  $[(\text{UO}_2)_3(\text{OH})_5]^+$ ,  $\text{UO}_2(\text{OH})_2$ ),  $r^2 = 0.9653$ ). The values of the correlation coefficient  $r^2$  calculated as a measure of agreement of experimental data with the isotherms models.

The calculated Langmuir equation coefficients (Table 1) show that a limiting sorption of uranium (VI) by activated sludge microbocenosis under optimal conditions can be very high  $a_{\text{max}} = 0.636$  mmole/g = 151.4 mg/g. This is much higher than the corresponding values for bacterial monocultures – 100 mg/g, for activated carbon – 80 mg/g [18] and for ion-exchange resins – 20 mg/g [16]. We can notice that activated sludge microbocenosis is able to sorb more than 0.26 mmole/g = 61 mg/g of uranium (VI) even in the form of weakly active fulvinate complex. A possibility of high uranyl uptake from natural water by activated sludge is supported by the sorption indexes calculated after Freundlich approach (Table 1a).

The experiments on U(VI) adsorption from activated sludge by natural water (Table 2) showed that at the initial handling U (VI) concentration in adsorption cycle ~0.2 mM the metal, regardless of the form being in water, is strongly bound by the microorganisms. However, upon the action of  $\text{HCO}_3^-$  ions (at pH level increases to > 8) uranium sorbed as hydroxocomplex can transfer into aqueous phase after transformation into carbonate complex at these conditions.

**Table 1.** Characteristics of uranium (VI) adsorption from natural water by microbocenosis of activated sludge (by Langmuir equation)**Tabela 1.** Charakterystyka adsorpcji uranu (VI) mikrobiocenozą osadu czynnego z wody naturalnej (według równania izotermi Langmuira)

Uranium (VI) form	pH	$a_{\max}$		$K$	$r^2$
		mmole/g	mg/g		
$\text{UO}_2^{2+}$	4.0÷4.3	0.636	151.39	98.98	0.9882
$[\text{UO}_2\text{OH}]^+$ $[(\text{UO}_2)_3(\text{OH})_5]^+$ $\text{UO}_2(\text{OH})_2$	6.0÷6.3	0.373	88.79	160.0	0.9903
$[\text{UO}_2\text{-}\Phi\text{K}]$	6.4÷6.8	0.260	61.89	10.70	0.9874

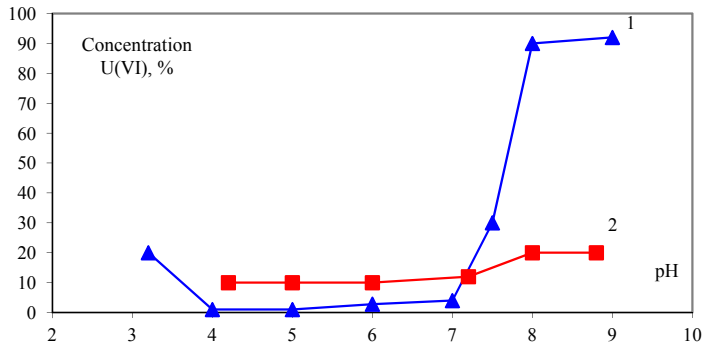
**Table 1a.** Characteristics of uranium (VI) adsorption from natural water by microbocenosis of activated sludge (by Freundlich equation)**Tabela 1a.** Charakterystyka adsorpcji uranu (VI) mikrobiocenozą osadu czynnego z wody naturalnej (według równania izotermi Freundlicha)

Uranium (VI) form	pH	$k$		1/n	$n$	$r^2$
		mmole/g	mg/g			
$\text{UO}_2^{2+}$	4.0÷4.3	0.244	58.13	0.269	3.720	0.9645
$[\text{UO}_2\text{OH}]^+$ $[(\text{UO}_2)_3(\text{OH})_5]^+$ $\text{UO}_2(\text{OH})_2$	6.0÷6.3	0.187	44.54	0.183	5.464	0.9720
$[\text{UO}_2\text{-}\Phi\text{K}]$	6.4÷6.8	0.031	7.33	0.440	2.272	0.9653

**Table 2.** Efficiency of uranium (VI) desorption from the biosorbent**Tabela 2.** Efektywność desorpcji uranu (VI) z biosorbentu

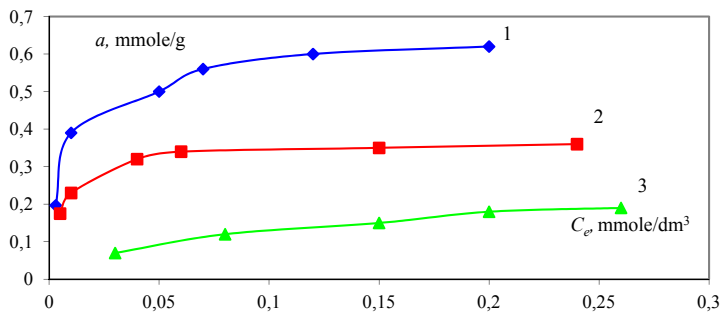
Desorbing solution	pH	U (VI) form	$a$ mmole/g	$C_e$ mM	Desorption, %
Natural water	6.6	Hydroxocomplexes	0.197	0.0	0.0
		Fulvinate complex	0.120	0.0	0.0
0,1 M $\text{NaHCO}_3$ solution	8.2	Hydroxocomplexes	0.198	0.182	92.0
		Fulvinate complex	0.122	0.0	0.0





**Fig. 1.** Dependence of the uranium (VI) concentration in natural water on pH in the course of biosorption process: 1 – ion-form, 2 – fulvinate complex form, initial uranium concentration – 0,2 mM

**Rys. 1.** Zmiany stężenia równowagowego uranu (VI) w wodzie naturalnej w procesie biosorpcji dla różnych wielkości pH: 1 – forma jonowa, 2 – fulwokompleks



**Fig. 2.** Isotherms of uranium (VI) biosorption from natural water in the form of ions at pH 4.0÷4.3 (1), hydroxocomplexes at pH 6.0÷6.4 (2), fulvinate complexes at pH 6.0÷6.4 (3)

**Rys. 2.** Izotermi biosorpcji uranu (VI) w wodzie naturalnej w formie jonowej dla pH 4.0÷4.3 (1), hydrokompleksu dla pH 6.0÷6.4 (2), fulwokompleksu dla pH 6.0÷6.4 (3)

The previous investigation [4, 7–9, 12–16, 18, 20, 21, 23] showed that the microbial monocultures had been able to sorb efficiently U(VI), both as simple ions and hydroxocomplexes, but in the form of organo-complexes (fulvates, humates, citrates) it hadn't interacted with cells. So, cheap and widely available activated sludge, by-product of biological waste water treatment plants, capable to sorption U(VI) in different forms, can be considered as a promising biosorbent for heavy metals removal from aqueous systems.

Therefore, implementation of complex microbocenosis of activated sludge can open the new prospects in the rehabilitation of water systems contaminated by uranium compounds in different forms (the ions, inorganic and organic complexes). The results of this study can serve as a base for the development of ecological approaches to the remediation of water ecosystems contaminated by heavy metals.

## References

1. **Ashraf M. Aqeel, Wajid A., Mahmood K., Mohd. Maah J., Yusoff I.:** *Removal of heavy metals from aqueous solution by using mango biomass.* African Journal of Biotechnology, 14 March, 2011, V. 10 (11), 2163–2177.
2. **Buffle J.:** *Complexation reactions in aquatic systems: an analytical approach.* Acad. Press. New York 1988.
3. **Kalin M. Mehrath G.:** *The removal of uranium from mining waste water using microbial biomass.* Journal of Environmental Radioactivity, N. 78, 151–171 (2005).
4. **Kornilovich B.Y., Gvozdyak P.I., Pshinko G.N.:** *Treatment of uranium containing water using immobilized microorganisms.* Journal of Water Chemistry and Technology, V. 23, N. 5, 60–65 (2001).
5. **Liu Y.:** *Some consideration on the Langmuir isotherm equation.* Colloids Surf. A., V. 274, 34–36 (2006).
6. **N'Guessan A.L., Vrionis H.A., Resch Ch.T., Long P.E, Lovley D.R.:** *Sustained removal of uranium from contaminated groundwater following stimulation of dissimilatory metal reduction.* Environmental Science and Technology. N. 42, 2999–3004 (2008).
7. **Nikovskaya G.N., Ulberg Z. K., Borisova E.N.:** *Sorption-desorption of copper and strontium ions by the soil. The influence of microorganisms on the state of metals.* Colloid Journal, V. 66, N. 4, 504–509 (2004).
8. **Nikovskaya G.N., Ulberg Z.K., Borisova E.N.:** *Sorption of copper and strontium ions and fulvinate and citrate complexes from aqueous solutions by flocculating microbocenosis.* Colloid Journal, V. 68, N. 3, 311–315 (2006).

9. **Nikovskaya G. N., Ulberg Z.K., Strizhak N.A.:** *Colloidal regularities of the interaction between uranium (VI) and the cells of metal-resistant bacterial culture.* Colloid Journal, V. 64, N. 2, 194–200 (2002).
10. **Parab H., Joshi S., Shenoy N., Verma R., Lali A., Sudersanan M.:** *Uranium removal from aqueous solution by coir pith: equilibrium and kinetic studies.* Bioresour. Technol., V. 96, 1241–1248 (2005).
11. **Roden E., Scheibe T.D.:** *Conceptual and numerical model of U(VI) reductive immobilization in subsurface sediments.* Chemosphere, N. 59, 617–621 (2005).
12. **Shareef K.M.:** *Biosorbents for contaminants uptake from aqueous solutions.* Part 1: Heavy metals. World Journal of Agricultural Sciences, N. 5, 819–831 (2009).
13. **Shevchuk I.A., Klimenko N.A., Stavskaya S.S.:** *Sorption of ions of U (VI) and strontium by biosorption based on Bacillus polymyxa IMB 8910 in aqueous systems.* Journal of Water Chemistry and Technology, V. 32, N. 3, 176–181 (2010).
14. **Spasyonova L.N., Shevchenko A.L., Gvozdyak R.I.:** *Purification of radioactively contaminated water using immobilized hydrobocenoses.* Journal of Water Chemistry and Technology, V. 26, N. 4, 43–48 (2004).
15. **Spasyonova L.N., Tobilko V.Y., Zeshchuk L.A.:** *Sorption of U (VI) ions by the natural association of microorganisms of activated sludge and pure culture Bacillus polymyxa IMB 8910.* Journal of Water Chemistry and Technology, V. 28, N. 6, 61–67 (2006).
16. **Stelmaszuk W.:** *Biosorption.* Series Water Treatment I, Edition II, Publisher The Institute of Ecotechnology and Resources Conservation. Kiev 2011.
17. **Stelmaszuk W.:** *Адсорбция и биосорбция фосфорорганических отравляющих веществ из воды.* Издание 1, Издательство Інститут Екотехнології та Ресурсозберігання. Київ 2012.
18. **Tsezos M.:** *The selective extraction of metals from solution by microorganisms.* Canad. Metallurgical Quartel, V. 24, N. 2, 141–144 (1985).
19. **Tsuruta T.:** *Removal and recovery of uranium using microorganisms isolated from North American deposits.* American Journal of Environmental Sciences, N. 3, 60–66 (2007).
20. **Vijayaraghavan K., Yeoung-Sang Y.:** *Bacterial biosorbents and Biosorption.* Biotechnology Advances, N. 26, 266–291 (2008).
21. **Yamamura A.P.G., Ymaura M., Costa C. H.:** *Magnetic biosorbent for removal of uranyl ions.* International Nuclear Atlantic Conference, INAC 2009. Rio de Janeiro, Brazil.

22. **Yu Liu, Hui Xu, Shu-Fang Yang, Joo-Hwa Tay:** *A general model for biosorption of  $Cd^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$  and  $Zn^{2+}$  by aerobic granules.* Journal of Biotechnology, 102, 233–239 (2003).
23. **Zhang X., Luo S., Yang H.:** *Accumulation of uranium at low concentration by the green alga.* Journal of Applied Phycology, N. 9, 65–71 (1997).
24. **Андреева О.С., Бадьин В.И., Корнилов А.Н.:** *Природный и обогащенный уран. Радиационно-гигиенические аспекты.* Изд. Атомиздат. Москва 1979.
25. **Алекин О.А.:** *Основы гидрохимии.* Изд. Гидрометиздат. Ленинград 1970.
26. **Воюцкий С.С.:** *Курс коллоидной химии.* Изд. Химия. Москва 1975.
27. **Голубовская Э.К.:** *Биологические основы очистки воды.* Изд. Высшая школа, Москва 1978.
28. **Давыдов Ю.П.:** *Состояние радионуклидов в растворах.* Изд. Наука и техника. Минск 1978.
29. **Кинле Х., Бадер Э.:** *Активные угли и их промышленное применение.* Изд. Химия. Ленинград 1984.
30. **Линник П.Н., Набиванец Б.И.:** *Формы миграции металлов в природных водах.* Изд. Гидрометеиздат. Ленинград 1986.
31. **Прищепо Р.С., Заречнева Г.В., Вебер М.Л.:** *Изучение сорбции урана (VI) из морской воды на сорбентах с амидоксимными группами.* Химия и технология воды. 1991. Т. 13. № 7, с. 661–664.
32. *Справочник. Химия актиноидов.* Под ред. Дж. Каца, Г. Сиборга, Л. Морса. Изд. Мир. Москва 1991, Т. 1.
33. *Справочник. Трансурановые элементы в окружающей среде.* Под ред. У.С. Хэнкса. Изд. Энергоатомиздат. Москва 1985.
34. *Химическая энциклопедия. Большая Российская энциклопедия.* Москва 1995, Т. 5.

## Biosorpcja uranu (VI) z wody naturalnej

### Streszczenie

Celem pracy było zbadanie sorpcji różnych form uranu (VI) przez mikroorganizmy z naturalnej wody. W procesach samooczyszczenia wodnych ekosystemów ważną rolę odgrywają mikroorganizmy. Ustalono, że praktycznie wszystkie mikroorganizmy mogą adsorbować jony  $UO_2^{2+}$  z roztworów wodnych, jednak możliwość biosorpcji najbardziej charakterystycznych dla naturalnej wody organicznych kompleksów uranu do chwili obecnej nie została zbadana.

W badaniach wykorzystywano wodę z Dniepru o  $\text{pH} = 6.8$  i następujących zanieczyszczeniach (w  $\text{mg}/\text{dm}^3$ ): siarczany – 500; chlorki – 350; żelazo – 0,3; mangan – 0,1; miedź – 1,0; glin – 0,5; sucha pozostałość – 1000. Stężenie uranu w wodzie Dniepru jest zmienne i wynosi około  $5 \times 10^{-5} \text{ mg}/\text{dm}^3$  – jednak w wodach innych rzek i zbiornikach wodnych Ukrainy wynosi ono od  $10^4$  do  $5 \times 10^{-5} \text{ mg}/\text{dm}^3$ . Do eksperymentu wykorzystywano wodę z rzeki do której dodawano związki uranu.

Jako biosorbent uranu (VI) zastosowano mikroorganizm osadu czynnego wykorzystywane w stacji oczyszczania ścieków komunalnych z charakterystyczną dla osadu czynnego znaczącą ilością bakterii *Zoogloea ramigera*. Kłaczki osadu czynnego posiadają rozwiniętą strukturę porowatą, a więc i stosunkowo wysoką pojemność adsorpcyjną oraz zdolność do sedymentacji. Stężenie biomasy w zawieszynie określano poprzez wysuszenie w temperaturze  $105^\circ\text{C}$ .

Jednym z najważniejszych czynników determinujących zachowanie się związków uranu (VI) w wodzie i jego adsorpcja z roztworów wodnych jest jej  $\text{pH}$ . W pracy zbadano wpływ  $\text{pH}$  na efektywność sorpcji. Równowagę sorpcyjną ustalono na 40 min. Maksymalny efekt wzajemnego oddziaływania obserwowano dla  $\text{pH} = 4,0 \div 4,3$  gdy metal znajdował się w postaci rozpuszczalnych kationów  $\text{UO}_2^{2+}$ . Dla wartości obojętnych  $\text{pH} = 6,0 \div 6,8$  następowało zmniejszenie biosorpcji uranylu, w porównaniu z środowiskiem bardziej kwaśnym, na co wpływały powstające hydrokompleksy z mniejszym ładunkiem –  $[\text{UO}_2\text{OH}]^+$ ,  $[(\text{UO}_2)_3(\text{OH})_5]^+$ ,  $[\text{UO}_2(\text{OH})_2]$ .

Cechą charakterystyczną zależności biosorpcji uranylu od  $\text{pH} \geq 8$  jest wzrost stężenia uranu (VI) w formie ujemnie naładowanych jonów rozpuszczalnych w wodzie: jonów  $\text{UO}_4^{2-}$ ,  $\text{U}_2\text{O}_7^{2-}$  i  $\text{U}_3\text{O}_{10}^{2-}$  oraz kompleksów węglanowych uranylu  $[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3]^{4-}$ . Wyniki eksperymentu przedstawione na rys. 1 (krzywa 2) wskazują, że w przedziale  $\text{pH} = 4 \div 9$  sorpcja fulwkompleksu uranylu jest tylko nieznacznie zależna od kwasowości wody i znacznie mniej efektywna niż wolnego jonu uranylu.

Wykonane badania potwierdziły, że bakterie osadu czynnego efektywnie adsorbują uran (VI) w postaci jonów i hydrokompleksów, jednak w formie organicznych kompleksów nie obserwowano wzajemnego oddziaływania, interakcji uranu z komórkami.



## Application of Fine Tailings from Coal Preparation in the Ostrava-Karvina District

*Miluše Hlavatá*

*VŠB – Technical University of Ostrava, Czech Republic*

*Vladimír Čablík*

*ICT – Institute of Clean Technologies for Mining  
and Utilization of Raw Materials for Energy Use,  
Ostrava, Czech Republic*

### 1. Introduction

The most significant deposit of black coal in the Czech Republic is in the Ostrava-Karvina District (OKR) situated in the north-east of the Czech Republic. Black coal has been mined there for over 200 years. This deposit is found in the southern part of the Upper Silesian Basin, a greater fraction of which lies in Poland (over 75% of its area) [1–3]. The mass and volume of coal, rocks, water and gas (methane in particular) extracted in the Czech part of the basin since the beginning of the industrial coal mining can be given in general features only. It is though estimated that in the period from 1872 to 2000 about 1.6 billion tons of coal were extracted in the Ostrava-Karvina District [4]. The production of waste rock can be estimated at 0.65 billion tons and the total production of coal slurries at 40 million tons. The mining activities have significantly affected an area of 260 km<sup>2</sup>. For the whole period of coal mining in the Ostrava-Karvina District the strain per one square km is as follows: 6.15 million tons of coal, at least 2.5 million tons of waste rock, 0.15 million tons of coal slurries and 8–12 million m<sup>3</sup> of drawn water. Due to the national economy policy, the district was long-term expected to comply with high mining requirements which were beyond its capacities. Moreover, the investment into coal preparation development was insuffi-

cient – especially as for fine fraction preparation, which apart others reflected in the increase in slurries and waste water produced by coal preparation plants. Fine-grained slurries with high coal substance content were sluiced into tailings ponds. After 1989 the Czech Republic reviewed its state policies in treating, utilization, search for and exploration of own mineral resources [5–7]. In connection with depletion or worse availability of resources, and due to economical reasons in particular, certain coal mines were closed down. Having closed down some mines the impact of mining is dealt with, which is in many cases understood as a process of ecological strain removal, reclamation and remediation of contaminated areas on the ground, including buildings, tailings ponds and heaps. In connection with this policy, the so-called surface coal reserves, stored in the heaps and tailings ponds, have been re-evaluated. Due to their petrographic and geochemical character, instability in the given conditions and large volumes, coal preparation wastes are considered to be an ecological strain for the landscape.

## **2. Refuse from preparation technologies**

The preparation technologies used in the Ostrava-Karvina District (OKD) have always affected the fraction of residual coal not only in the waste rock but also in fine tailings stored in tailings ponds [8].

### **2.1. Classification of refuse from black coal preparation**

Refuse from black coal preparation may be characterized in a number of aspects, most frequently with respect to the technological point of its origin [9, 10]:

- a. washery refuse from the coarse separation system (10–200 mm)
- b. washery refuse from the fine separation system (0.5–10 mm)
- c. flotation tailings – the non-froth product of separation by flotation (0–0.5 mm)
- d. waste rock – stockpiled or drawn waste rock or tailings from a heap.

Tailings ponds originally served for treatment of waste water from coal preparation plants. This process was reduced to the separation of solid particles from water. The basic condition for waste water treatment was an interception of a maximum volume of solid particles and their draining, either for further use or permanent disposal of coal slurries

at minimum investment or operation costs. Tailings ponds used to be an attendant feature of mining activities. They were mostly situated in subsidence troughs formed by undermining. There have been problems with large reservoirs that due to ground subsidence dropped below the ground water level and the sediments could be extracted from there after long-term draining applying a conventional method or a non-standard method of water drawing directly from the pond water level.

Tailings ponds as waste water treatment systems for coal preparation plant water had a number of disadvantages:

- the necessity of long-term disposal of huge quantities of slurry of various qualities resulted in the occupation of large areas,
- high costs of sediment extraction, losses in energy fuel – especially in ponds unadapted for extraction,
- environmental harm.

The utilization of settled black coal slurries from the tailings ponds is motivated by economic reasons in particular, i.e. production of flotation concentrates to make cokeable coal or fuel, and last but not least, by ecological reasons as the tailings pond operators are forced to reclaim the localities.

### **3. Material utilization of fine tailings**

#### **3.1. Energy utilization of fine tailings**

Coal slurries that are not processed by refloatation (see below) are drawn from the existing tailings ponds mainly hydraulically and are used in power engineering [11–14].

The technological procedure of the granulate fuel production from settled coal slurries is as follows. Slurries are extracted from tailings ponds and drained on an intermediate storage. Then, they are transported on a belt conveyor into a rotary drier and are dried at the temperature of approximately 800°C. The dried product – granulate – is transported to the individual customers. Flue dust from the driers is intercepted using two methods. Ultrafine slurry is trapped by a Venturi washer as wet. The dry method uses electrostatic filters and intercepts ultrafine dust. Very fine waste from thermal drying can be used as a new fuel component combined with high-carbon and energy-rich substances.



Table 1 gives values which the granulate fuel for energy use must comply with.

**Table 1.** Characteristic composition of granulate fuel

**Tabela 1.** Charakterystyka paliwa granulowanego

Parameter	Minimum value	Mean value	Maximum value
Net heat of combustion	17 MJ/kg	18 MJ/kg	20 MJ/kg
Ash content		36.5%	40%
Water content		11.5%	13%
Sulphur content			0.33 g/MJ

Fluid combustion of high-ash fine refuse – flotation tailings – has never been operationally introduced in the Czech Republic.

### 3.2. Application of fine tailings in reflation

In connection with hydraulical exploitation of tailings ponds with difficult water drawing a new method of material beneficiation of coal slurries was identified, i.e. reintroducing the refuse drawn from tailings ponds into the coal preparation plant technology of flotation lines where reflation is applied. In the high-capacity tailings ponds (e.g. Pilnok – Darkov Mine, Doubrava – Karvina Mine) suction dredgers of ENVI company are applied to remove the sediments. A suction dredger, originally designed for a selective removal of sediments from the bottom of closed reservoirs – ponds, has proved to be very useful in the extraction of coal sludge. The foundation of a suction dredger is a pontoon made from one main and two auxiliary pontoons. On the pontoons there are further additions: a generating set, a cab, suction mechanism and a revolving shovel that enables the machine to change the direction of extraction. For the depth down to 2.5 m the shovel is fixed on a boom and lowered on ropes; for greater depths it is suspended on ropes. What makes part of the shovel is a dredge pump, hydraulic motor, conveyor worm and mobile flaps. The sucked material is transported by a flexible hose to the surface onto an auxiliary pontoon. From there it is transported to the shore by a flexible pipe. The transportation distance can be up to 800 m. Currently a number of such dredgers are applied in the OKD tailings ponds. The sludge is hydraulically transported back to the preparation plants where it is refloated. During hydraulic extraction from the tailings

pond by means of suction dredgers it is not possible to ensure a stable quality of the extracted material as it varies in connection with the hydraulic separation of the sluiced slurries according to the grain size and their bulk density. Also, in the course of long-term deposition in the tailings ponds the points of inlet changed. Based on the above mentioned deposition method, it is clear that there is a high diversity in the sludge depending on the depth from which the material is drawn as well as on the locality of the immediate placement of the suction dredger directly in the tailings pond, etc.

In order to use the slurries as ingredients for cokeable coal within reflation it is important to be aware of the tailings pond sludge properties, especially the grain size distribution because of the coking properties (determination of the swelling index, volatile combustibles and dilatation), i.e. parameters approved for the international classification of black coal. The objective was to determine coking properties for the mixture of black coal – slurries – in the laboratory conditions. It was identified that the settled and reflatated slurries from the Pilnok Tailings Pond can be used in coal mixtures suitable for coking in limited quantities only (about 10%) without having a negative impact on other parameters, e.g. ash or water content.

In the Pilnok Tailings Pond the reflation line has a hydrocyclone station of WARMAN 15 CE with the output of 100 m<sup>3</sup>/h. The hydrocyclone helps to thicken the extracted sludge and separate the finest fractions of high-ash grains.

### **3.3. Application of fine tailings in the production of bricks**

A brickmaking company of Severomoravske cihelny Hranice, Novy Jicin plant, began to use flotation tailings from the Paskov Mine Preparation Plant in 1981. Tailings with 65–70% A<sup>d</sup> ash content, net heat of combustion of 4.18–5.02 MJ/kg, and 20–25% W<sub>t</sub><sup>r</sup> moisture were used and added to the brickware materials as a 10–15% part by weight. In the production of bricks the flotation tailings have the function of an opening material, they reduce the sensitivity of the products to drying and firing, they enrich the clays with Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, increase the sintering interval as well as the quality of the products and reduce scrap. Due to its carbon content they especially lower the consumption of technological fuel and act as pressed-in fuel in the products. The flotation tailings from Paskov Mine

are irregularly taken (especially in the summer when the wet tailings cannot freeze in the wagons) in the annual quantity of up to 20,000 tons for the production of building materials by brickworks. of building materials.

This issue was again discussed at the end of the 1990s. The projects and their evaluations (assigned by the Ministry of Industry and Trade) state that the flotation tailings from the OKD, Paskov Mine in particular, are a suitable admixture for brickware materials, namely in terms of ecology, technology as well as power-engineering. They even find that the quantity of this secondary material is almost unlimited in the OKR. However, to date flotation tailings are mostly used only as filling materials in land reclamation.

### **3.4. Application of fine tailings in the production of cement sintered clay**

The utilization of low-value fuels – coal refuse – with net heat of combustion below 17 MJ/kg and ash content higher than 40% have been tested both in the pilot and operational conditions. An important criterion for the application of coal refuse in the production of cement sintered clay is the chemical composition of ash and the content of harmful substances, i.e.  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ,  $\text{MgO}$ ,  $\text{MnO}$ ,  $\text{TiO}_2$ ,  $\text{P}_2\text{O}_5$ , alkali, heavy metals and chlorides. With regard to the fact that the refuse has a high ash content it is necessary to perceive it not only as fuel but also a material component for firing of sintered clay.

The chemical analyses of the sintered clay and technological tests of cement proved that the presence of slurries in the material did not have a negative impact on the product quality. A wider application in the cement works is currently hindered by both economic circumstances (the cement works want the refuse for free) and a widespread production of solid alternative fuels on the basis of sorted municipal waste (plastics, paper, wood, textile, etc.).

### **3.5. Application of fine tailings for backfilling in the mines**

Fine refuse from coal mining – flotation tailings – mixed with fly ash is the most common technological material used in the mines for the following [15, 16, 17]:

- to drown the broken workings – it has a technological significance in case there will be mining activities along the old workings,

- to sluice the collapse – technological procedure with planes of break,
- to reduce the risk of breeding fire in the workings protective sealing ribs are used,
- to tightly close abandoned mine workings,
- for reinforcing grouting in the mines with tectonic disturbances,
- for mixtures to line long mine workings to produce a perfect contact of the lining with the rocks – this way there is a better distribution of forces and load on the lining.

### **3.6. Application of fine tailings in land reclamation post mining activities**

The forms and types of technical and biological reclamation in the Ostrava–Karvina District, not only in case of tailings ponds, have been revised in the past years as a result of society's demands for landscape utilization and a decrease in the known reserves to be exhausted in the active Ostrava part of the Ostrava–Karvina District. Nowadays, the dominant are water management reclamation or forestry reclamation methods. In the southern part of the district, in the Paskov workings, the typical example of the finished biological reclamation is three reservoirs from the system of the Paskov – Piliky Tailings Ponds.

Currently, only flotation tailings are deposited into the vacant space after the sludge. Having been filled and drained, there is the technical stage of reclamation followed by biological reclamation. In the Karvina part of the district the former reservoirs of Solca I and Solca II have been successfully biologically reclaimed. For example, the extensive tailings pond of Pilnok is hydraulically drawn, the coal slurries are beneficiated by reflation and at the same time flotation tailings are deposited into the dammed sections. A water area is planned in the part of the reservoir from where the sludge has been removed. From the biological point of view, the specific environment of wetlands, tailings ponds in the places of original ponds often form very valuable environment for permanent colonization of this biotope by new species or as a temporary station – refugium. The longer a tailings pond stays idle, the more new biological species can be identified there. These days, the landscape especially in the Karvina region as well as within the whole CR belongs among areas with high numbers of plant and animal species and reserves.

Research verified an application of flotation tailings in the layer of 0.5–1.5 m as a substitute for topsoil or undersoil in land reclamation. It was discovered that thanks to its physical aspects, the material resembles lighter soils. Chemical analyses identified high alkalinity and a sufficient amount of basic biogenic elements, except for nitrogen which is negligible there. The surface of the tailings can be seeded with selected cultivated grass. The grasses form a very thick cover on the surface of the flotation tailings and reinforce the loose surface.

Flotation tailings as a substitute for undersoil and topsoil have been used only in verification tests. This application is no longer topical at the current trends in the biological reclamation.

#### 4. Application of refuse in the production of mixed fuels

As stated above, during thermal processing of black-coal slurries, refuse is formed in the form of ultrafine slurry or ultrafine dust currently being considered as waste. Within the grant project of Brown Coal Research Institute in Most and VSB-TU Ostrava, a new method of reprocessing and utilization of flue dust from thermal drying of black-coal slurries is tested. The objective of the project is to make use of this significant energy content waste material.

##### 4.1. Input material characteristics

Sampling of the trapped fine flue dust from the coal slurry driers was carried out in two ways. The slurry was sampled from concrete pans or directly from the separators. Tables 2, 3 and 4 give the results of analyses of the individual types of ultrafine flue dust samples.

**Table 2.** Qualitative indicators of flue dust from the driers

**Tabela 2.** Wskaźniki jakości pyłu z suszarek

Sample description	W <sup>a</sup>	W <sub>i</sub> <sup>r</sup>	A <sup>r</sup>	A <sup>d</sup>	Q <sub>s</sub> <sup>d</sup>	Q <sub>s</sub> <sup>daf</sup>	Q <sub>i</sub> <sup>r</sup>	Q <sub>i</sub> <sup>d</sup>	Q <sub>i</sub> <sup>daf</sup>	S <sup>d</sup>	H <sup>daf</sup>
	%	%	%	%	MJ/kg	MJ/kg	MJ/kg	MJ/kg	MJ/kg	%	%
No. 1	1.66	20.33	29.54	37.08	21.36	33.94	16.09	20.83	33.11	0.80	3.78
No. 2	1.28	1.77	16.00	16.29	29.60	35.36	28.18	28.73	34.32	0.75	4.75
No. 3	1.33	1.30	24.23	24.55	26.35	34.92	25.23	25.59	33.92	0.77	4.57
No. 4	1.24	1.29	24.86	25.18	25.98	34.69	24.86	25.22	33.71	0.76	4.48

**Table 3.** Determination of the basic elements in the drier flue dust**Tabela 3.** Zawartość podstawowych pierwiastków w pyłe z suszarek

Determination	unit	sample 1	sample 2	sample 3	sample 4
As	mg/kg solids	2.33 ± 0.34	0.471 ± 0.068	1.14 ± 0.17	0.74 ± 0.11
Pb	mg/kg solids	29.8 ± 5.9	26.3 ± 5.2	36.2 ± 7.2	37.5 ± 7.5
Cd	mg/kg solids	<0.1	<0.1	0.111 ± 0.015	<0.1
Cr-total	mg/kg solids	70 ± 8	20.9 ± 2.3	37.7 ± 4.2	36.6 ± 4.1
Cu	mg/kg solids	37.6 ± 7.8	23.8 ± 4.9	25.4 ± 5.3	25.0 ± 5.2
Hg	mg/kg solids	0.096 ± 0.007	0.072 ± 0.005	0.087 ± 0.006	0.085 ± 0.006
Zn	mg/kg solids	70 ± 7	20.3 ± 1.9	35.1 ± 3.4	28.2 ± 2.7
chlorine	%	0.0639 ± 0.0064	0.0622 ± 0.0062	0.0557 ± 0.0056	0.0521 ± 0.0052

**Table 4.** Chemical analysis of ash from the individual drier flue dust**Tabela 4.** Wyniki analizy chemicznej pyłu z suszarki

Sample description	chemical analysis of ash [wt %]										
	SiO <sub>2</sub>	TiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	MnO	MgO	CaO	Na <sub>2</sub> O	K <sub>2</sub> O	SO <sub>3</sub>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
No. 1	55.80	1.38	21.50	11.94	0.05	1.60	3.90	1.08	1.90	0.68	0.30
No. 2	51.90	1.50	23.35	12.40	0.07	1.16	5.40	1.08	1.78	1.20	0.30
No. 3	53.70	1.30	22.15	12.52	0.07	1.20	4.60	1.08	1.78	0.72	0.45
No. 4	53.44	1.30	21.65	12.30	0.07	1.20	5.60	1.08	1.90	0.84	0.38

Dealing with the issue of utilization of energy properties (potential) of suitable waste substances, we studied the possibility of making mixed fuels on the basis of natural solid fuels or their fractions and waste substances with high energy potential and low content of pollutants. The objective is to propose and verify a suitable formula for artificially produced mixed fuels from low-grade fossil fuels and waste substances rich in energy. The newly produced fuel is designed for small and medium-size heat appliances. Its net heat of combustion must reach the level of commonly used fossil fuels and the emissions arising from its combustion must comply with valid legal regulations on air.

The following components were used to test and verify the two-part formula:

- mixture of black-coal flue dust and brown coal with sulphur content  $S^d = 1\%$ ,  $Q_i^d = 17.60$  Mj/kg,
- ground waste polyethyleneterephthalate – PET,
- plasticizer, mixture of water and wheat flour.

Characteristics of the fuel components is shown in table 5. Mass fractions of mixture for pelletisation is done in table 6.

**Table 5.** Qualitative characteristics of the fuel components for the production of pellets**Tabela 5.** Wskaźniki jakości składników do produkcji peletów

Sample description	W <sup>a</sup>	W <sub>i</sub> <sup>r</sup>	A <sup>r</sup>	A <sup>d</sup>	Q <sub>s</sub> <sup>d</sup>	Q <sub>s</sub> <sup>daf</sup>	Q <sub>i</sub> <sup>r</sup>	Q <sub>i</sub> <sup>d</sup>	Q <sub>i</sub> <sup>daf</sup>	S <sup>d</sup>	H <sup>daf</sup>
	[%]	[%]	[%]	[%]	[MJ.kg <sup>-1</sup> ]	[MJ.kg <sup>-1</sup> ]	[MJ.kg <sup>-1</sup> ]	[MJ.kg <sup>-1</sup> ]	[MJ.kg <sup>-1</sup> ]	[%]	[%]
coal mass	4.48	19.63	29.79	37.07	18.58	29.53	13.66	17.60	27.97	1.00	7.15

Sample description	W <sup>a</sup>	A <sup>d</sup>	S <sup>d</sup>	C <sup>d</sup>	H <sup>d</sup>	N <sup>d</sup>	O <sup>d</sup>	V <sup>d</sup>	Q <sub>i</sub> <sup>d</sup>	Fluorine	Chlorine
	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[MJ.kg <sup>-1</sup> ]	[%]	[%]
Polyethylene-terephthalate PET	0.53	0.35	<0.01	61.94	3.78	<0.01	34.27	90.72	22.99	<0.001	0.0027±0.0003

The grain size of coal was processed to 0–3 mm size. The non-sorted PET waste was used including tops and labels. The grain size was refined by crushing and grinding to below 0.3 mm and 0–4 mm sizes.

The samples of the pelletizing mixtures were prepared from the original fuel components with a 10-percent mass rise in the fine-ground PET. The admixture of plasticizer in the amount of 60 g/kg of dry mixture was identical in all the samples.

**Table 6.** Mass fractions of pelletizing mixture components**Tabela 6.** Udziały masowe składników do peletowania.

Pelletizing mixture sample	Coal constituent [wt %]	Fine waste PET constituent [wt %]
1	100	0
2	80	20
3	70	30
4	60	40
5	50	50

The prepared pelletizing mixtures were homogenized by mixing and pressed in a laboratory pelletizing press Kahl with a flat press die. Table 7 shows pellets quality indicators.

In the next phase of testing, the impact of feed graininess of the crushed waste PET on the quality of the produced pellets was verified. Press mixtures were prepared in the 50 : 50 mass per cent ratio of coal and PET. The size fractions of the PET component in the press mixture was adjusted to fine : coarse (1 : 1) and the fine size was completely sub-

stituted by the grain size of 0–4 mm. The other test conditions stayed unchanged.

**Table 7.** Qualitative indicators of the pellets in dependence on the PET content

**Tabela 7.** Wskaźniki jakości peletów w zależności od zawartości PET

Sample	W <sup>a</sup>	W <sub>t</sub> <sup>r</sup>	A <sup>r</sup>	A <sup>d</sup>	Q <sub>s</sub> <sup>d</sup>	Q <sub>s</sub> <sup>daf</sup>	Q <sub>i</sub> <sup>r</sup>	Q <sub>i</sub> <sup>d</sup>	Q <sub>i</sub> <sup>daf</sup>	S <sup>d</sup>	H <sup>daf</sup>
	%	%	%	%	MJ.kg <sup>-1</sup>	MJ.kg <sup>-1</sup>	MJ.kg <sup>-1</sup>	MJ.kg <sup>-1</sup>	MJ.kg <sup>-1</sup>	%	%
1	4.48	19.63	29.79	37.07	18.58	29.53	13.66	17.60	27.97	1.00	7.15
2	3.42	14.09	26.68	31.06	19.04	27.61	15.27	18.19	26.38	0.67	5.64
3	2.55	13.67	21.44	24.84	19.19	25.53	15.72	18.60	24.75	0.61	3.59
4	2.33	11.98	16.89	19.19	20.56	25.44	17.12	19.79	24.49	1.11	4.35
5	2.07	9.17	15.21	16.75	21.20	25.46	18.55	20.68	24.84	0.43	2.85

## 4.2. Test evaluation

Potential preparation of mixed fuels from low-grade fossil fuel and waste polyethyleneterephthalate was laboratory tested and verified. The objective was to make a mixed multi-component fuel for small and medium-size heat appliances of a net heat of combustion comparable to commercially produced types of fossil fuels and emission limits lower than those stipulated by valid legislations for good air quality. The best results were acquired with 50% proportion of fine-ground PET in the mixture. The net heat of combustion of the original coal mass rose from 13.66 MJ/kg to 18.55 MJ/kg in the produced pellets. There was a significant drop in the pellet ash content to 16.75% A<sup>d</sup> and a decrease in the sulphur content S<sup>d</sup> to 0.43%, compared to 1% sulphur content in the feed coal mass. The sulphur content is considerably lower than in case of the commercially supplied fuels in this customer segment. The tests verified pressing the mixture applying only fine-ground PET fraction, mixture of fine and coarse PET fraction in 1 : 1 ratio and pressing applying only the coarse fraction of waste PET in the mixture with coal. Considering the mechanical properties of the final pellets, the best results were obtained in case of the fine fraction only. Plasticizer on the basis of wheat flour was added into the pressing mixture. The applied plastification of the pressing mixture provides excellent results in quality pellet pressing.

Making use of low-grade types of fossil fuels or wastes from their beneficiation combined with wastes rich in energy allows preparation of mixed fuels with good net heat of combustion and emission limits complying with standards. This way, it is possible to utilize waste inexplotable on its own.



## 5. Conclusion

Evaluating the above stated material utilization possibilities of fine tailings from coal preparation it may be stated that the most suitable application methods for the refuse are in the power-engineering industry. Another very widespread application of the fine tailings is their use as materials suitable for technical land reclamation within drawn tailings ponds. Despite being tested both in a laboratory as well as in operation, further application methods of fine tailings in brickworks or cement works are currently least favourable from the economic point of view.

## Acknowledgement

*Article has been done in connection with project Institute of clean technologies for mining and utilization of raw materials for energy use, reg. no. CZ.1.05/2.1.00/03.0082 supported by Research and Development for Innovations Operational Programme financed by Structural Funds of Europe Union and from the means of state budget of the Czech Republic.*

## References

1. **Hlavatá M., Čablík V., Fečko P., Tora M., Pasiowec P.:** *Odpady průmyslu wydobyczego i związane z nimi regulacje prawne w Czechach ze szczególnym uwzględnieniem górnictwa węgla kamiennego.* In Klich, A (ed.). *Innowacyjne i przyjazne dla środowiska techniki i technologie przeróbki surowców mineralnych:* KOMAG Gliwice, 47–52 (2011).
2. **Viestová Z., Hlavatá M., Wilkosz A.:** *Conditions of waste and waste mixture utilization in technical land reclamation.* *Inżynieria Mineralna*, Vol. XII, No. 1 (27), 51–60 (2011).
3. **Hlavatá M., Čablík V.:** *Rekultivace v Moravskoslezském kraji.* *Odpadové fórum*, roč. 12, č. 2, 17–17 (2011).
4. **Hlavatá M., Bartusek S., Čablík V.:** *Odpady z těžby a úpravy černého uhlí.* *Odpadové fórum*, roč. 11, č. 5, 18–18 (2010).
5. **Hlavatá M.; Čablík V.; Fečko P., Tora B.:** *Mining industry waste – legal regulations in the Czech Republic with focus on black coal mining.* *Inżynieria Mineralna*, Vol. XI, 1(25)–2(26), 27–32 (2010).
6. **Fečko P., Čablík V., Havelek R., Kolomazník I., Tora B.:** *Classical and column flotation of black coal samples.* *Inżynieria Mineralna*, vol. X, Nr 1 (23), 37–48 (2009).

7. **Valeš J., Hlavatá M., Fečko P., Kusý J., Mádrová M.:** *Potential utilization of coal of an energetically quality for the preparation of mixed fuels.* 25th Annual Int. Pittsburgh Coal Conference, PCC – Proceedings. 2008.
8. **Cablik V., et al.:** *Nontraditional Reclamation Methods in North Bohemia Region.* In: MISHRA, B., et al. REWAS 2008 : Global Symposium on Recycling, Waste Treatment and Clean Technology. 1st ed. USA: The Minerals, Metals & Materials Society (TMS). 1843–1849 (2008).
9. **Hlavata M., Fecko P., Cablik V., Zavada J., Vales J., Sedlacek P., Kusy J.:** *Potential utilization of fine-grained tailings from hard coal drying.* In: Coal-Energy, 24th International Pittsburgh Coal Conference CD-ROM Proceedings, Johannesburg, South Africa, PCC. 2007.
10. **Dey S., Bhattacharyya K.K.:** *Split and collectorless flotation to medium coking coal fines for multi-product zero waste concept.* Fuel Processing Technology, Vol. 88, Iss. 6, 585–590 (2007).
11. **Fečko P., Valeš J., Hlavatá M., Čablik V., Gondek H.:** *Przeróbka węgla w Czechach.* In: Mineral Resources management, 22, Issue 4, Wydawnictwo IGSMiE PAN Kraków, 13–19 (2006).
12. **Sabah E., Yüzer H., Çelik M.S.:** *Characterization and dewatering of fine coal tailings by dual-flocculant systems.* International Journal of Mineral Processing, Vol. 74, Iss. 1–4, 303–315 (2004).
13. **Oats W.J., Ozdemir O., Nguyen A.V.:** *Effect of mechanical and chemical clay removals by hydrocyclone and dispersants on coal flotation.* Minerals Engineering, Vol. 23, Iss. 5, 413–419 (2010).
14. **Fusova L., Cechlova K., Cablik V., Tora B.:** *Utilization of Bentonite and Its Modification for Sorption.* Rocznik Ochrona Środowiska, Tom 13, Rok 2011, 163–172 (2011)
15. **Baic I., Blaschke W., Sobko W.:** *Identification of coal sludge deposits and technological development of strategy in the field of their economic usage.* Proceedings of 14th Conference on Environment and Mineral Processing. VSB-Tu Ostrava, 101–106 (2010).
16. **Baic I., Blaschke W., Szafarczyk. J.:** *Analiza możliwości wykorzystania mulów węglowych jako pełnowartościowego paliwa energetycznego.* Workshop: Vyzkum w oblasti odpadu. VSB-TU Ostrava, 215–218 (2010).
17. **Sobko W., Baic I., Blaschke W.:** *Depozyty mulów węglowych – inwentaryzacja i identyfikacja ilościowa.* Rocznik Ochrona Środowiska, t. 13, rok 2011, 1405–1415 (2011).

## Wykorzystanie drobnouziarnionych odpadów ze wzbogacania węgla w Rejonie Ostrava Karwina (OKD)

### Streszczenie

W artykule przedstawiono kierunki wykorzystania drobnouziarnionych odpadów ze wzbogacania węgla zdeponowanych w Rejonie Ostrava-Karwina w Republice Czeskiej. Odpady to w większości odpady poflotacyjne, zdeponowane w stawach osadowych. Pokazano możliwości wykorzystania odpadów w energetyce, produkcji materiałów budowlanych oraz do rekultywacji. Przedstawiono wyniki badania możliwości produkcji paliwa na bazie odpadów powęglowych z dodatkiem odpadowego PET.

Badania technologii produkcji paliwa z odpadów przeprowadzono dla różnych receptur obejmujących następujące składniki:

- mieszanina węgla kamiennego z węglem brunatnym o zawartości siarki  $S^d = 1\%$ , i wartości ciepła spalania  $Q_i^d = 17.60$  MJ/kg,
- odpadowy PET,
- plastyfikator, woda, odpady z produkcji mąki.

Uzyskano paliwa alternatywne w formie peletów o wartości opałowej od 13.66 MJ/kg do 18.55 MJ/kg.



# **Biogas Production Plants as a Method of Utilisation of Sewage Sludge in Relation to the Polish Legislation**

*Paweł Kogut, Filip Kaczmarek,  
Tomasz Dąbrowski, Jacek Piekarski  
Koszalin University of Technology, Poland*

## **1. Introduction**

Since October 1<sup>st</sup> 2001 the rules of waste management are regulated by the Act on Waste from April 27<sup>th</sup> 2001. Hierarchy of individual steps of waste management was determined there. The Act also introduced, among others, that only waste, of which disposal in another way is impossible for technological reasons or unreasonable for environmental or economic reasons, may be landfilled. Nevertheless, for the first time in Polish legislation a prohibition of landfilling of waste containing water (excluding sludge) in the amount exceeding 95% of the total weight, was introduced. In March 2001, the Ministry of Environment has developed a Plan of Implementation of Council Directive 99/31/EC from April 26<sup>th</sup> 1999 on landfilling of waste, where there were presented, among other, assumptions concerning the reduction of biodegradable components of the waste to be landfilled. This also applied to municipal sewage sludge. It was assumed then, that within two years after entering into force of the Act on Waste, a national program concerning reduction of the amount of biodegradable constituents in municipal waste will be developed [21]. Deadlines and required levels of reduction were also presented. It should be noted that only stabilized and dewatered municipal sewage sludge may be landfilled [12]. The Act on Waste from October 1<sup>st</sup> 2001 created, among other things, the legal and administrative provisions for the use of municipal sewage sludge in various alternative ways.

Sewage sludge for agricultural use directly from sewage treatment plants requires dewatering and stabilization. Such prepared sludge must be subjected to the process of composting or hygienization for sanitary and epidemiological reasons [12]. Very often sewage sludge are composted with vegetable matter or straw. This is the easiest, cheapest and most widely used method of composting that causes biological sanitation of sludge and conversion to a solid consistency (pasty). Sewage sludge deprived of microbial contamination is suitable for agricultural use [15].

Legal aspects of sewage sludge thermal processing are specified in section 6 of the Act on Waste.

Basing on the mandate included in Article 44, Paragraph 5 of the Act, Regulation of the Minister of Economy from January 29<sup>th</sup> 2002 on waste types other than hazardous and on types of installations and equipment, in which they may be thermally processed was issued (Journal of Laws No. 18 item. 176). In the Annex to Regulation, among waste other than hazardous that can be thermally processed in installations and equipment, there was also stabilized municipal sewage sludge (code 19 08 05). In Poland, plan to build several waste incineration plants was developed, but only half of those will be built. At the moment, in Poland there is only one such installation in Warsaw that during thermal treatment of waste produces heat and electricity [10, 21].

Sewage sludge may also be directed to the utilization in biogas production plants. It is certainly an interesting alternative for disposal of sewage sludge, both economically and technologically, due to the large potential of biogas yield. Annual amount of sewage sludge produced is so large that it should be rationally used, for example in incineration plant, in composting plants or in anaerobic digestion process. The remaining mass after digestion can be used in agriculture and forestry as a supplement enriching quality of soil.

## **2. Prospects for the development of biogas plants in Poland**

In Poland, the increasing importance begins to play the recovery and use of biogas from anaerobic digestion process, in terms of renewable energy sources aiming to reduce emissions of greenhouse gases. Therefore, the planning, construction and operation of biogas recovery systems from nutrients rich media, is becoming more and more reasonable and cost effective. Increase of production of energy from biogas,

observed for many years, is mainly caused by administrative regulations being amended. This includes state aid in the form of certificates for electricity derived from renewable energy sources and investment subsidies on the level of national administration. After all, post digestion settlements are fertilizer of constantly increasing value [2, 17].

Renewable energy sources are becoming increasingly important element in the energy balance of the country, being characteristic value of innovative and forward-looking economy. In western Europe biogas plants on an industrial scale are being built since the eighties, but the rapid increase in the number of installations took place only in the last decade. This was the result of commitments of the EU countries on reduction of greenhouse gas emissions and promotion of renewable energy sources [2]. In Poland at the moment (June 2012) there are 23 biogas plants used, the first was built in 2005. Ministry of Economy in cooperation with the Ministry of Agriculture and Rural Development worked out a program called "Guidelines for the development of agricultural biogas plants in Poland," which was approved by the Council of Ministers in July 13<sup>th</sup> 2010. The implementation of the document is essential to the process of creation of one agricultural biogas plant using biomass from agricultural sources in each municipality, on an average, up to 2020, provided that a municipality has suitable conditions to launch such a project [2]. Because of limited amount of substrates from agricultural sources in the community, most of biogas plant will use feedstock from the food and agriculture industry, sewage sludge or municipal organic waste. The potential for obtaining biogas is estimated at around 1.7 billion m<sup>3</sup> per year. For comparison, about 14 billion m<sup>3</sup> of natural gas is consumed in Poland [2, 3].

### **3. Formation of biogas**

Biogas is produced in a biological process from organic matter without presence of oxygen. Such process is widespread in nature and takes place in moors, at the bottom of the sea, in the manure and in rumen of ruminants. Organic matter is almost completely transferred into biogas. In addition, a small amount of heat or new biomass is produced [1, 19]. Biogas consists of methane (approximately two thirds) and carbon dioxide (about one-third). In addition, there are small amounts of hydrogen, hydrogen sulphide, ammonia and other trace gases found in biogas [3, 20].

The process of anaerobic digestion, in which biogas is produced, consists of four stages. In the first one, so-called hydrolysis, degradation of complex compounds (eg. carbohydrates, proteins, fats) to simple organic compounds (such as amino acids, sugar, fatty acids) takes place. Bacteria involved in this process release enzymes which degrade the matter in biochemical reactions. Then intermediate products are degraded in the next stage, so-called acidogenesis, into fatty acids (acetic, propionic and butyric acids), carbon dioxide and hydrogen by acidifying bacteria. In addition, small amounts of lactic acid and alcohol are formed [3, 20]. These products are in the next phase, so-called acetogenesis, are transformed with bacteria involved, into substances being precursors of biogas (acetic acid, hydrogen and carbon dioxide). Too high hydrogen content is harmful to acetogenic bacteria, so they must co-operate with the methanogenic bacteria, which during production of methane, consume hydrogen and provide the right conditions for acetogenic bacteria existence. In the next phase, methanogenesis, the last step of production of biogas, methane is produced from products of acetogenesis [3, 20].

#### **4. Characteristics of sewage sludge directed to biogas production plants**

The base of assessment of the correctness of procedure with given type of waste is its classification as required by art. 4 of the Act on Waste, in particular, to give a generic six-digit code, established basing on Regulation of the Minister of Environment from September 27<sup>th</sup> 2001 n Waste Catalog. Municipal sewage sludge belong to the group 19 Waste from installations and equipment for waste management, wastewater, drinking water and water for industrial purposes treatment plants, a subgroup 1908. Waste from wastewater treatment plants not otherwise specified, generic code 190805. Municipal sewage sludge, if they have been subjected to the processes of stabilization, are classified as non-hazardous waste [10, 21].

The biggest potential of biogas yield and methane content has a activated sludge, which is not stabilized. Unfortunately, obtaining a permit for the use not stabilized sludge in a biogas plant is virtually impossible. It is defined in the rules of Act on Waste from April 27<sup>th</sup> 2001, which include such sludge as hazardous waste. In article 3, paragraph 2 it is written that "hazardous waste is a waste: from categories or types of waste specified on

list B of Annex 2 to Act and containing any of the ingredients listed in Annex 3 to the Act, and having at least one of the properties listed in Annex 4 to the Act". Annex 3 at position 33 there is a record: "of sewage sludge, undisposable or not suitable for agricultural use" and in Annex 4 it is written: "infectious substances containing viable micro-organisms or their toxins of which it is known or for which there are reasonable grounds to believe that they cause human or other living organisms diseases" [10].

Stabilized sewage sludge has a much smaller potential of biogas yield and methane content than not stabilized. In some cases, in this regard, it is practically useless, as a result of technological methods of dewatering and stabilization of sludge after biological treatment. For example, if in the system there is a separated fermentation chamber, the sludge which is subjected to fermentation is devoid of significant amounts of carbon, which would be the main component of methane. In regard to the biogas production plant such sludge is a ballast in digesters tanks.

Type and dose of flocculant or coagulant supporting the process of dewatering are important in the context of the economic usefulness of sewage sludge used in the biogas plant. Flocculation process consists in formation of aggregates of smaller particles into form of so-called floc-cules as a result of addition of flocculation reagent to the sludge. Flocculant with its active part sets on the surface of grain, and the hydrocarbon chain is on the outside, forming a bundle of threads which are interwoven with one another and form an agglomerate. However, the process of coagulation consists in destroying hydration layer, centered around the grain, just by adding the electrolyte, so that grain can come closer to each other, on such a small distance, that the forces of mutual attraction may work [4]. Calcium hydroxide in the coagulation process causes pH value increase, which adversely affects the number of methane bacteria, and thus reduces the yield of biogas and methane.

Not stabilized sewage sludge has the potential of biogas yield of 350 to 500 m<sup>3</sup>/t of dry mass. However, stabilized municipal sewage sludge after dewatering process with flocculant, without digestion chamber, have a potential of biogas yield of 140–220 m<sup>3</sup>/t of dry mass. The potential of biogas yield can be increased by applying sludge homogenization process before digester (e.g. in a buffer tank). The homogenization process consists in destroying of floc structure of thickened sludge, releasing of water from the micro-pores and destruction of zoogical aggre-



gates of micro-organisms. The homogenization process takes place during the high shear mechanical mixing of liquid in a tank with using special agitators, which create high shear forces, abrupt changes of pressure, and formation of local cavitation phenomena. Damage of zooglear aggregates causes destruction of the protective layer, resulting in death of microorganisms. The resulting dead organic matter becomes substrate subjected to anaerobic digestion process [18]. Thanks to small investments to build a homogenizer increase of the potential of biogas yield can be achieved. In such case the economic balance looks much more advantageous, because the income of biogas plant will be a fee paid by municipal wastewater treatment plants for the disposal of municipal sewage sludge and fees gained from generated electricity and heat.

Inhibitors may cause delays in the process of anaerobic digestion. Significant amounts inhibitors may be present in municipal sewage sludge. These are substances that already in low concentrations are toxic to bacteria and disrupt the process of decomposition. This applies particularly to such substances as: antibiotics, disinfectants or solvents, herbicides, heavy metals or salts. But even essential trace elements in high concentrations may be toxic to bacteria. Bacteria can, in some extent, adapt to such substances. Concentration from which the substance becomes harmful is difficult to determine. In case of some inhibitors interaction with other substances may take place. Heavy metals are harmful to fermentation process only if they are present in free form. Hydrogen sulfide which is formed in the fermentation process combines with heavy metals, neutralize those [1, 17]. During the fermentation other substances that inhibit the process may develop. Ammonia at low concentrations is harmful to bacteria. Moreover, high combined concentration of  $\text{NH}_3$  and  $\text{NH}_4$  from  $3 \text{ g/dm}^3$  can lead to inhibition of the production of biogas. Another product of the fermentation process and wastewater decay is hydrogen sulphide which in the free form at a concentration of  $50 \text{ mg/dm}^3$  can inhibit the decomposition process [1, 17].

## **5. Legal regulations on biogas production plants**

Agricultural biogas production plants are used to target production of biogas, in which products directly from the farm, among other products or agricultural residues, residues from food processing, livestock manure and slurry are substrates [6]. However, in utilisation biogas plants other

waste which may undergo fermentation process and not regarded as hazardous in accordance with the Act on Waste from April 27<sup>th</sup> 2001 may be substrates [10]. Such wastes include, among others: stabilized sewage sludge, catering waste, organic municipal waste. Therefore, obtaining the necessary permits for construction and operation of agricultural biogas plants, is different than in the case of utilisation biogas plants.

Agricultural and utilization biogas plants above 0.5 MW are qualified as projects that may potentially impact on the environment, which means need to go through the full procedure of environmental impact assessment for the investor. In order to obtain a decision on environmental conditions allowing to implement the project, a complete report on the environmental impact assessment (EIA) must be conducted. Procedures for the preparation of such report are determined in the Act on Waste from April 27<sup>th</sup> 2001 [9]. Documentation that is required to obtain environmental decision includes a number of attachments (copies of maps of land, excerpts and sketches from the local spatial development plan). However the most important is the description of the installation parameters, technology used, amount and composition of the feed and the ways of dealing with waste, which is mainly post-fermentation mass [2]. In the case of utilization biogas plants, it is important to determine the type of sewage sludge that will be used in the installation. Equally important is to determine the method of disposal of post-fermentation mass.

After obtaining all required documents mayor of the municipality issues a decision on the environmental conditions of the consent for the project realization. Presented documentation and prepared reports are subjected to public consultation. In practice, public opposition is inevitable, and its effects can extend the time of the investment realization, and even in extreme cases, to prevent its implementation [2].

According to the Act from April 10<sup>th</sup> 1997 (Act on Energy), the investor submits a request for issuing a decision on conditions of connection to the medium (or low) voltage of regional distribution system operator. Terms of connecting are stated in regulation of Minister of Economy from May 4<sup>th</sup> 2007 on the detailed conditions of operation of the electroenergetic system [2, 6]. Given conditions of connection include: the scope of work necessary to implement the connection and requirements for the equipment necessary for co-operation with the network. It is necessary to build a overhead or cable line to projected transforming

station in order to make a connection of the plant [2]. Conditions determine the connection power of the installation. In practice, co-operation with the regional distribution system operator takes a long time, for administrative reasons, so it should be included in the schedule of the conducted works.

In the next step, a necessary condition is obtaining a promise of concession for electricity generation in renewable source [13]. The application must be submitted to the Energy Regulatory Office, which makes decisions in this matter. The final stage is issuing by ERO licence for the production of electricity from renewable energy sources [6, 16].

Economic activity in the production of agricultural biogas or electricity, heating and cooling generation from agricultural biogas is an activity, as described by the Act on Freedom of Economic Activity, and requires to obtain an entry into the register of companies dealing with the production of agricultural biogas or electricity, heating and cooling generation from agricultural biogas – which is called "a register". Authority which manages the record is the President of the Agricultural Market Agency [14, 22]. However, the authority managing the register of utilization biogas plants, that is those in which one of the substrates is the sewage sludge is the President of Energy Regulatory Office [6]. In the near future Act from April 10<sup>th</sup> 1997 (Act on Energy) will be changed and additionally rates of charges for additional income from certificates of origin of green certificates will be changed. Probably agricultural biogas plants will be much more subsidized than utilization biogas plants.

According to Act on Spatial Planning and Development from July 27<sup>th</sup> 2003, documentation related with acquisition of decision on conditions of development depends on whether in the area of the planned investment there is a Local Spatial Development Plan (LSDP). Local Spatial Development Plan determines area appropriation and defines ways of development and conditions of development [11]. LSDP is a direct basis for applying for a building permit, without the need of acquiring a decision. In case when LSDP is realized, and it does not allow for the construction of the biogas plant, then it is necessary to first change the plan [2]. In case of lack of LSDP determination of ways of development and conditions of development is conducted by a decision on conditions of development (DCD). DCD is a decision which sets conditions of change of land use by building of an object or performing other works. This de-

cision was implemented in 2004 and replaced the decision on conditions of building and land development.. The decision in such form is issued only for the areas where LSDP is not implemented. The decision itself does not create a right to the land, or violates the rights of property. In practice, anyone can apply for a determination of conditions of development for any area. Municipal authority, which is responsible for issuing the decision is the mayor of municipality or mayor of town or city. Obtainment of development conditions decision is much simpler in areas where there is no LSDP [2, 3]. In practice, these are the areas away from the major population centres, where issuing such decision will not be associated with potential strikes of the local population. Unfortunately, all the protests result from belief that biogas plant contributes to odours emission, and is associated with delivery and storage of substrates such as: sewage sludge, fish waste, and slaughter waste.

Obtainment of a water permit according to the Act on Water from July 18<sup>th</sup> 2001 (Journal of Laws No. 115, item. 1229, as amended), is mandatory if: water consumption is bigger than 5 m<sup>3</sup> per day, industrial wastewater is discharged, agricultural wastewater is used in the extent not covered by normal use of water, wastewater is accumulated, recovery or disposal of waste is conducted [8]. In the case of agricultural and utilization biogas plants obtainment of a water permit is necessary, due to the above mentioned items. For example, the transport of digested mass with pumping system requires from the biogas plant large amounts of water for diluting substrates to about 8 to 12% of dry matter Also tank leakage tests require substantial amounts of water, for example, the fermentation tank volume in biogas plant of 1 MW of power capacity is about 3000 m<sup>3</sup>. Moreover, post-fermentation mass for agricultural use, requires storage due to specific dates of fields fertilization [8]. Water permit is issued by decision for limited period. Application from water permit should be accompanied by The request for his release accompanied by a water operat, geodetic base with plotted equipment, copies of contracts with buyers of wastewater. It is important to obtain a water permit before starting the procedure of applying for a building permit [2].

In Poland, the rules for obtaining an integrated permit are regulated by the Act on Environment Protection from April 27<sup>th</sup> 2001 and the Regulation of the Minister of Environment on types of installations that can cause significant contamination of individual natural components or

the environment as a whole from July 26<sup>th</sup> 2002 [10]. Integrated permit replaces the following permits: for release of gases or particulates into the air, water permit for wastewater discharge into waters or soil, together with the conditions of water consumption; for waste generation along with permits for recovery, treatment, transport, and storage of waste, emission of noise and electromagnetic fields [2].

In order to obtain an integrated permit, considered installation running, due to the nature and scale of its activities, may cause significant pollution of individual natural components or the environment as a whole, and it is not required for each biogas plant. This includes the biogas plants at large breeding farms and meat processing plants. First of all, the obligation to obtain an integrated permit includes poultry farms with more than 40,000 stations, pig farms with more than 2,000 stations for pigs over 30 kg, 750 stations for sows. Such obligation also applies to installations for the recovery and disposal of dead or slaughtered animals or waste animal tissue processing of capacity of 10 tonnes per day [2]. If planned plant will be obliged to obtain an integrated permit, then report on the environmental impact of the project should include a comparison of the proposed technologies with the best available technologies (so-called principle of BAT – Best Available Technology) [2, 9].

According to building law, construction works may start only after the final decision on the construction permit is issued by the local governor. The application for a decision on a construction permit should characterize planned investment. Four copies of the construction project, including the opinions, agreements, licenses should be included. The obligation of obtainment of such arrangements results from the Act on Environment Protection, the Act on Water and the Act on Public Roads. Statements from relevant departments on ensuring provision of energy, water, heat, gas, wastewater collection and conditions of a plant connection to water supply, sewage, heating, gas, electricity, telecommunication and roads systems are also required. Geological investigations of ground on which plant is situated are also mandatory [2]. The procedure aiming to obtain a building permit for both agricultural and utilization biogas plants is the same.

Biogas plants which nominal heat output does not exceed 15 MW are currently exempt from obtaining of permission for emission of gases and dust into the air [24]. According to Article 152 of Act on Environ-

ment Protection (Journal of Laws of 2008 No 25, item 150, as amended) installation, from which emission does not require issuance of permit, which may have a negative impact on the environment should be reported to the environmental protection authority, whereas the principles of reporting of installation that may negatively impact on the environment due to generation of waste is governed by the Act on Waste [2, 9]. From January 1<sup>st</sup> 2011, new rules of reporting of operated installation to environmental protection authority are in force. Operator of installation is required to make a declaration before the start of its operation.

According to current regulations, operator does not have to apply for a decision on the emission of noise. It is issued ex officio, if it is established by the appropriate authority for issuing permits for emitting noise to the environment, that outside of the plant plot permissible noise levels are exceeded [2].

Under the Act on Technical Inspection from December 21<sup>st</sup> 2000 and Regulation of Council of Ministers on types of technical equipment under the technical supervision from July 16<sup>th</sup> 2002, it is necessary to obtain a decision authorizing the operation of technical equipment, which is issued by Technical Inspection Office. In biogas plants fermentation tanks, secondary fermentation tanks, pressure technological pipelines and, if present, biogas tanks are subject to technical inspection.

According to the Act on Waste from April 27<sup>th</sup> 2001, recovery is understood as any action posing no threat to human life, health or to the environment which involves the use of waste in whole or in part, or leading to the recovery of substances, materials or energy and their utilization. The Act sets out several variants of recovery, which are labeled R1 to R14. In the case of biogas plants following variants may be used: recycling or reclamation of organic substances, e.g. methods of fermentation during which biogas for energy production is generated (R3); distribution on the surface of ground in order to fertilize or improve soil (R10); use of waste vegetable matter or animal tissue (R14) [2, 10]. Issued permit determines type and amount of waste to be recovered or disposed per year. It also defines the place and approved methods for recovery or disposal of waste and additional terms and conditions of conducting activities on recovery or disposal of waste, if it is required by the specific of waste. The permit also specifies the place and method of storage of waste, and the duration of the permit [2, 10].

Regulation of the European Parliament and Council No 1774/2002 specifies limits regarding the use of chemical fertilizers and soil improvers. The regulation does not specify method of dosage of fertilizers, principles of supervision, and possible penalties for exceeding [5]. EU parliamentarians have left this issue to be settled by national law. In Poland, after consultation with the Institute of Soil Science and Plant Cultivation and the Chief Inspector of Veterinary Medicine the Regulation of Minister of Agriculture and Rural Development from December 7<sup>th</sup> 2004 on veterinary requirements for soil improvers was issued. In the Act from July 10<sup>th</sup> 2007 on fertilizers and fertilizing natural fertilizers are: manure, slurry or liquid manure intended for agricultural use [7]. Post-fermentation mass is not within a definition of natural or organic fertilizer, but it is within the definition of soil conditioner. Soil conditioners are substances added to the soil to improve its properties or its biological, chemical, physical or physico-chemical parameters, that can be used on own fields without permission. However, according to the Act on fertilizers and fertilization organic fertilizers trade requires a permit, which is issued by the Minister responsible for agriculture. For post-fermentation mass from utilization biogas plants, the same rules are applied as for post-fermentation mass from agricultural biogas plants. However, in this case, more controls should be expected, due to the significantly bigger probability of the exceedings of the permissible values, in particular microbiological or heavy metals content [7, 23]. New legal provisions in the draft law on fertilizers and fertilization define the post-fermentation products as a liquid or solid organic substances coming from production of agricultural biogas using natural fertilizers, plant biomass from agriculture or forest biomass, intended for agricultural use [7, 23]. Draft law also states that post-fermentation product may be intended for direct agricultural use under the same conditions as as natural fertilizers, without acquiring any formalities (tests, evaluations, permits for trading). It also may be sold for direct agricultural use basing on an written agreement.

Post-fermentation mass, depending on the substrates, is characterized by a high water content. In practice, post-fermentation mass thickening in separators is applied, which results in obtaining a solid and liquid phases. Both phases can be used as a soil improvers. There are also alternative solutions. Post-fermentation solid mass may be dried and then it

may be used for production of pellets or briquette. Unfortunately, in biogas plants, where one of the substrates is sewage sludge post-fermentation mass may contain chlorine. Pellets or briquettes containing chlorine, when combusted may cause excessive emission of polychlorinated dibenzodioxins and polychlorinated dibenzofurans. Post-fermentation liquid phase, when no rational solution is found for it, may be treated, for example by UV radiation or in the SBR reactor, and then directed to the sewage system.

## 6. Conclusions

Presented study analysis allows to state the following conclusions:

1. Undoubtedly in the next few years there will be a significant development of biogas plants in Poland, which will result in increasing share of energy produced from renewable sources.
2. During planning if investments regarding to the construction of biogas obtaining the necessary permits and decisions is time-consuming and it should be considered.
3. Utilization of sewage sludge in biogas plants, as well as the use of post-fermentation mass for agriculture generates additional income for the utilization biogas plant.
4. Controlled methane fermentation process taking place in biogas plants reduces carbon dioxide emission into the atmosphere.
5. In the process of methane fermentation sewage sludge microbiologically contaminated and containing heavy metals should be avoided.
6. The increase in the intensity of biogas release from the fermentation of disintegrated (homogenized) sludge allows for additional energy recovery.

## References

1. **Niebaum A., Schattauer A., Scholwin F., Weiland P., Gattermann H., Kaltschmitt M.:** *Biogasgewinnung und -nutzung*. Institut für Energetik und Umwelt gGmbH, Gülzow. 2006.
2. Przewodnik dla Inwestorów zainteresowanych budową biogazowni rolniczych. Instytut Energetyki Odnawialnej, Warszawa. 2011.  
<http://www.mg.gov.pl/files/upload/13229/poranik%20biogazowy.pdf>



3. **Jin Y., Wen J., Nie Y., Chen H., Wang G.:** *Biomass-biogas Recycling Technique Studies of Municipal Food Waste Disposal: A Review*. Rocznik Ochrona Środowiska, Vol. 14, 21–56 (2012).
4. **Piecuch T.:** *Technika wodno-mułowa – urządzenia i procesy*. WNT, Warszawa. 2011.
5. *Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady nr 1774/2002*.
6. *Ustawa z dnia 10 kwietnia 1997 r. Prawo energetyczne*.
7. *Ustawa z dnia 10 lipca 2007 r. O nawozach i nawożeniu*.
8. *Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. Prawo Wodne*.
9. *Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska*.
10. *Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. O odpadach*.
11. *Ustawa z dnia 27 lipca 2003 r. O planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym*.
12. *Krajowe regulacje prawne w zakresie stosowania osadów ściekowych*. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Rzeszowie, Rzeszów. 2007.
13. *Pakiet informacyjny (OZE) dla przedsiębiorstw zamierzających prowadzić działalność gospodarczą polegającą na wytwarzaniu energii elektrycznej w odnawialnych źródłach energii (OZE)*. Urząd Regulacji Energetyki, Departament Przedsiębiorstw Energetycznych. Warszawa. 2011.
14. *Projekt Ustawy o odnawialnych źródłach energii*. Ministerstwo Gospodarki, Warszawa. 2012.
15. **Wołoszczuk Cz., Krzywy E., Iżewska A.:** *Wartość nawozowa komunalnych osadów ściekowych*. PTIE oddział w Szczecinie. Szczecin. 2000.
16. **Myczko A., Myczko R., Kołodziejczyk T., Golimowska R., Lenarczyk J., Janas Z., Kliber A., Karłowski J., Dolska M.:** *Budowa i eksploatacja biogazowni rolniczych. Poradnik dla inwestorów zainteresowanych budową biogazowni rolniczych*. Wydawnictwo ITP, Warszawa – Poznań. 2011.
17. **Szczytko A.:** *Tendencje oraz perspektywy rozwoju technologii biogazowych w Polsce*. Praca Magisterska, Politechnika Wrocławska, Wydział Elektryczny, Instytut Energoelektryki, promotor: dr inż. Zbigniew Leonowicz, Wrocław. 2008.
18. **Fukas-Plonka Ł.:** *Wpływ homogenizacji osadu na produkcję biogazu*. [http://osady.pl/artykuly/wplyw\\_homogenizacji\\_osadu\\_na\\_produkcje\\_biogazu.pdf](http://osady.pl/artykuly/wplyw_homogenizacji_osadu_na_produkcje_biogazu.pdf)
19. **Barzyk G.:** *Energetyka biomasowa*. Opracowanie. <http://www.barzyk.pl/teksty/energetyka%20biomasowa.pdf>
20. *Plan działań na rzecz zrównoważonej energii Gminy Łubianka*. Opracowanie: dr inż. Zbigniew Wyszogrodzki, 2010. [http://www.pnec.org.pl/apetyt/docs/seap/SEAP\\_Lubianka.pdf](http://www.pnec.org.pl/apetyt/docs/seap/SEAP_Lubianka.pdf)
21. [http://www.wios.rzeszow.pl/stara/monitoring\\_pliki/opracowania/odp\\_sciek/r2.html](http://www.wios.rzeszow.pl/stara/monitoring_pliki/opracowania/odp_sciek/r2.html)

22. <http://www.eu-go.gov.pl/pl/dla-konsumenta/kreator-procedur/procedura/1077/>
23. <http://prawo.lego.pl/prawo/obwieszczenie-ministra-gospodarki-z-dnia-15-listopada-2011-r-w-sprawie-raportu-zawierajacego-analize-realizacji-celow-iloosciowych-i-osiagnietych-wynikow-w-zakresie-wytwarzania-energii-elektrycznej-w/zal1/>
24. <http://www.mikolowski.pl/wprowadzanie-gazow-i-pylow-do-powietrza/uzyskanie-pozwolenia-na-wprowadzanie-gazow-lub-pylow-do-powietrza>

## **Biogazownie utylizacyjne jako propozycja utylizacji osadów ściekowych w odniesieniu do ustawodawstwa polskiego**

### **Streszczenie**

W artykule przedstawiono analizę studialną uwarunkowań prawnych dotyczących budowy i eksploatacji biogazowni utylizujących osady ściekowe w porównaniu do biogazowni rolniczych.

Osady ściekowe mogą być kierowane do utylizacji w biogazowniach utylizacyjnych. Jest to niewątpliwie interesująca alternatywa utylizacji osadów ściekowych, zarówno pod względem ekonomicznym jak i technologicznym, ze względu na duży potencjał uzysku biogazu. Należy nadmienić, że roczna ilość powstających osadów ściekowych jest tak duża, że należy je racjonalnie wykorzystywać, np. w spalarni, w kompostowniach, czy w procesie fermentacji metanowej. Natomiast pozostała masa pofermentacyjna może znaleźć zastosowanie w rolnictwie i leśnictwie jako dodatek wzbogacający jakość gleby.

Niewątpliwie w najbliższych latach nastąpi znaczny rozwój biogazowni w Polsce, czego skutkiem będzie zwiększenie udziału energii wytworzonej z Odnawialnych Źródeł Energii. Przy planowaniu inwestycji budowy biogazowni należy uwzględnić czasochłonność w pozyskaniu niezbędnych pozwoleń i decyzji. Utylizacja osadów ściekowych w biogazowniach jak również wykorzystanie masy pofermentacyjnej na cele rolnicze generuje dodatkowe przychody dla biogazowni utylizacyjnych. Kontrolowany proces fermentacji metanowej zachodzący w biogazowniach powoduje ograniczenie emisji ditlenku węgla do atmosfery. W procesie fermentacji metanowej należy unikać osadów ściekowych skażonych mikrobiologicznie oraz zawierających metale ciężkie. Wzrost intensywności wydzielania biogazu w wyniku fermentacji zdeintegrowanego (homogenizowanego) osadu ściekowego pozwala na dodatkowy odzysk energii.



## **The Role of the State in Achieving Sustainable Development in Human Capital, Technology and Environmental Protection**

*Yucheng Cao*

*Zhejiang Agriculture and Forestry University, Hangzhou, China*

*Izabela Piecuch*

*Gdansk Higher School of Humanities, Poland*

### **1. Introduction**

The famous Burtland report of 1987 is considered to be the start of the sustainable development concept, but the concept itself was introduced much earlier in the nineteenth century by Hans Carl von Carlowitz, and related to forest management. Carlowitz formulated the postulate that forest management should be so conducted, that the same number of trees are planted as the number felled.

The concept of sustainable development was set up in response to the rapid degradation of the natural environment, the depletion of natural resources, and the growing inequalities between countries, and also the different groups within countries. Before the development of the sustainable development concept, individual areas of human activity were treated separately. Consequently, naturalists often reported the need for environmental protection at the expense of quality of human life, whilst proponents of social justice advocated economic development at the expense of the environment.

The concept of sustainable development seeks to integrate all areas of human activity by trying to strike a balance between the different activity areas. According to studies conducted by Pawłowski [31, 33–35] and Venkatesh [50], sustainable development has many dimensions. Undoubtedly, the so understood concept of sustainable development is the most holistic approach to the workings of civilisation.

The eminent sustainable development theorist Redclift [42] expressed the view that in the period 1987–2005, the development of the theory of sustainable development was simply a qualitative maturation expression of our civilization. Pawłowski [29, 30, 36] expressed the view that sustainable development paradigms differ to such an extent from the civilisation behavioural concept in previous epochs that he suggests the current period be included as a new revolution in the history of human civilization, namely the sustainable development revolution.

The problem is that the practical realisation of sustainable development faces a number of limitations inherent in the roots of the modern dominant socio-economic system of neoliberal capitalism which, by favouring the development of production at all cost, leads to the overexploitation of the earth's finite resources, excessive environmental degradation, and in recent decades, rapid growth of inequality, both between countries and between people within countries [16, 28, 49, 51].

These risks, as noted by Ikerd [14] and Rydzewski [45] are caused primarily by modern capitalism detaching itself from ethics and morality. Some researchers advocate that social sciences exhibit a greater interest in sustainable development issues [33–35, paying attention to the need to redefine the paradigms of the workings of societies towards the restoration of ethical and moral primacy in human relationships [14, 18, 19, 49]. The adoption of the GPB as an appropriate measure of a country's development is also questioned [7, 12, 49].

It is widely believed that the modern world is developing in an unsustainable way. Modern civilisation's ability to transform the world is virtually unbounded, to the extent that it can even lead to its own destruction [29]. All the more, the social sciences have not kept up with the almost exponential development of technology and techniques. Consequently, there is no universally accepted system of values, which leads to the fact that an enormous development of production effort, instead of eliminating poverty and inequality, creates increasingly larger exclusion groups [1, 3, 13]. The fact that raw material resources are increasingly being depleted intensifies the dangers even more [20, 30].

In recent years, much has been written about the greenhouse effect, but much less about the fact that non-renewable natural resources, especially fossil fuels, are rapidly running out, which is a far greater threat to the development of human civilisation than the greenhouse effect [21].

In their monograph S. Gawłowski, R. Listowska-Gawłowska, and T. Piecuch [5] also analyse the issue of the greenhouse effect, associated with the analysis of the depletion of energy reserves in relation to Polish energy security, where they discuss, not only the genesis of the greenhouse effect but also the quoted views of the European Union's experts and Polish scientists; members of three Polish Academy of Sciences Committees namely: the Mining and Geology Committee, the Geophysics Committee and the Environmental Engineering Committee.

The European Union experts are of the opinion that the main cause of global warming is industrialisation, in particular generally speaking, the raw materials, energy and chemical industries, as these industries release into the atmosphere the main greenhouse gases, which then create a barrier in the stratosphere, blocking and greatly obstructing the reflected solar radiation from the earth, from returning into space, which in effect raises the temperature on Earth, causing harmful consequences.

Therefore, the European Union ordered its affiliated countries to reduce greenhouse gas emissions, particularly and above all Poland, as energy in Poland is based mainly on fossil fuel, primarily coal, whilst simultaneously requiring Poland to build a further 11 new incinerators by 2015 which S. Gawłowski [5] amongst others, writes about.

Meanwhile, the view of the Polish scientists in the three Polish Academy of Sciences Committees is entirely different. They claim that the causes of the climate changes are primarily phenomena occurring in space, in particular solar activity and its derivatives, and finally plate tectonics, such as underwater earthquakes on the ocean floor, which cause the warm ocean water to mix with the seas from both the northern and southern hemispheres, which in turn causes glaciers to melt thus raising the sea level and climate changes.

Finally, the Polish scientists point out that the introduction of greenhouse gas emission restrictions does not make sense if this ban is to be confined only to European Union countries, and will not apply to other countries on other continents, especially to such countries where currently there is tremendous industrial growth like in China and India, or to economic giants such as the USA, Russia or Japan.

According to forecasts, at the current levels of consumption, there is enough oil for about 40–50 years, natural gas for about 60–70 years, and coal for about 140–150 years [30]. Equally alarming data is being

published on the availability of metals (Pawłowski 2011). According to these forecasts, there is enough copper for about 60–70 years, zinc for about 20–30 years, lead for about 50–60 years, mercury for about 40–50 years, and cadmium for about 30–40 years. Allowing for a large error in the above estimates, it can be assumed with a high probability, bordering on certainty that an acute raw materials crisis will occur within one generation of a human lifespan. It seems reasonable to state that the present generation is living at the expense of future generations [48].

These facts indicate that modern civilisation is developing in an unsustainable way, and achieving full sustainability is impossible. This does not mean that we should not take remedial action. The principle of minimalistic use of the Earth's non-renewable resources should be accepted. It is necessary to urgently implement the transformation into the ways societies function, both at global and local levels through recycling, reuse of waste, the search for new, less material-intensive technologies and minimising environmental pollution [28, 44, 51]. The open question remains how to do this?

In a world dominated by neoliberal capitalism, the dominant view is that the necessary regulations will be guaranteed by the free market with a minimum role played by the state. The observed rapid increase in the depletion of land resources and the degradation of social relations through the rapid growth of huge inequalities does not inspire optimism. It seems that it is again necessary to increase the state's role in controlling development [9, 11, 12, 17, 24, 27, 37].

From the above, it follows that the continuation of the current development model for our civilization faces barriers, primarily due to an increasing lack of natural resources and the progressive degradation of the environment. An increasingly common belief is that the leading paradigm of modern capitalism "grow or die" contributes to the growth in the supply of various goods, but at the same time it attracts a global crisis due to a lack of sufficient supplies of raw materials.

A transformation towards sustainable development appears to be a necessity if we, as humans, are to avoid disaster. In the modern world two concepts collide on how to carry out the necessary changes. Faith in the free market and competition dominate. According to proponents of this concept, there is sufficient innovative potential to enforce the necessary changes needed to prevent the lack of raw materials crisis.

However, we believe that it will be difficult to switch the way modern civilisation works to sustainable development without the state taking a leading role. The energy policies developed by selected countries (Brazil, France and the USA) after the energy crisis in 1973 will serve as evidence.

## **2. Transformation examples of energy provision**

In 1973, OPEC in response to the support provided by countries in the West, of Israel's war with Syria and Egypt (Yom Kippur War), placed an oil embargo on supplies to the United States, countries in the West, and Japan. In response to the shock caused by the embargo, a number of countries were forced to change their energy policy, placing a clear focus on increasing their energy independence.

### *Brazil*

Brazil decided to develop ethanol production as a substitute for petrol. Previous experiences probably had a deciding effect, since as far back as 1925 Brazil made use of ethanol, produced from sugar cane and maize, blended with petrol as a fuel for cars.

At the outbreak of the crisis, Brazil imported 80% of its crude oil. The decline in sugar price almost led to the bankruptcy of the developed sugar industry, based on sugar cane production.

It is worth mentioning that the so-called restructuring of the sugar industry in Poland also led to the collapse of sugar beet cultivation and sugar production, an important sector of the Polish economy, resulting in increased unemployment especially in small towns, and a significant rise in sugar prices.

In a crisis situation, the Brazilian government decided to focus on becoming independent of imported oil, improve the situation of the entire sugar industry and develop its own automotive industry. On 14<sup>th</sup> November 1975 the government launched the *National Alcohol Fuel Program*, consisting of three components:

- It was decreed that Petrobras, the state-owned enterprise should purchase a guaranteed amount of ethanol for biofuel production,
- Payments to the ethanol producing agricultural industry were introduced, by offering low-interest loans from Banco de Brasil,

- Through appropriate financial mechanisms, fuel prices were controlled in such a way as to ensure that ethanol prices did not exceed 59% of the price of petrol.

At the same time support was provided for the development of domestic car production, designed to burn ethanol, reducing registration fees for such cars, and guaranteeing preferential loans for their purchase. Consequently, the number of registered new cars increased from 1% in 1979 up to 96% in 1985. Although a sharp fall in oil prices in the late eighties, and a rise in sugar prices on the world markets caused a decline in interest in ethanol powered cars during the nineties, a renewed rise in the number of cars run on ethanol was perceived after 2002. Government intervention resulted in up to 96% of the cars being powered by an ethanol-petrol blend during the best period. Ultimately, this number stabilised at 56%.

In parallel with the development of the spirits and automobile industries, the government invested in research to improve the quality of the cultivated sugar cane. This resulted in an increase in ethanol production from 3900 litres/hectare in 1980 to 5600 litres/hectare in 2001. A wise state intervention not only led to a significant Brazilian independence from imported oil, but also to a whole new sector creating 700,000 new jobs. If we add to this a reduction in the consumption of non-renewable raw materials, such as crude oil along with the associated reduction in CO<sub>2</sub> emissions, it is easy to see that the transformation of the Brazilian fuel sector can be regarded as a good transformation example towards sustainable development. This was achieved with the state taking on a very active role.

### *France*

French energy in 1973 was based 70% on crude oil. Striving for energy independence, the French Government opted for the development of nuclear energy. Success would be impossible without the dominant role being played by the state. The state-owned *Electricite de France* played an important role as both the main generator and distributor of electricity.

Since nuclear power development encountered significant protests, legislation favouring nuclear power was introduced so as to prevent the blockade of nuclear reactor constructions, in effect preventing the stoppage of nuclear power station construction.



Since nuclear power, particularly in terms of investment, has been and is quite expensive, a team of scientists and engineers working for *Electricite de France*, with the financial support from the government developed a unified multi-reactor system, consisting of identical modules, which significantly reduced the costs. Consequently, 58 reactors were built during the period 1971-2001. Today, as much as 43% of the electricity generated in France is in nuclear power stations, increasing to a significant extent France's energy independence.

Central, government controlled planning, the unification of all the reactors and the integrated management of electricity production by a state-owned enterprise, led to such a significant reduction in costs, that the cost of producing electricity in France today is one of the lowest in the world, whilst the amount of energy generated, exceeds its own requirements to such an extent, that France is a major exporter of electricity (see Table 1).

**Table 1.** Electricity prices in selected countries for 2011

**Tabela 1.** Cena energii elektrycznej w wybranych krajach

Country	€/kWh	Country	€/kWh
Austria	€ 0.1213	Estonia	€ 0.0817
Belgium	€ 0.1182	Finland	€ 0.0784
Bulgaria	€ 0.0746	France	€ 0.0763
Cyprus	€ 0.1822	Germany	€ 0.1340
Czech Republic	€ 0.1195	Greece	€ 0.1188
Denmark	€ 0.1091	Hungary	€ 0.1194
Country	€/kWh	Country	€/kWh
Ireland	€ 0.1303	Portugal	€ 0.1064
Italy	€ 0.1565	Romania	€ 0.0925
Latvia	€ 0.1015	Slovakia	€ 0.1327
Lithuania	€ 0.1185	Slovenia	€ 0.1162
Luxembourg	€ 0.1180	Spain	€ 0.1271
Malta	€ 0.1927	Sweden	€ 0.0887
Netherlands	€ 0.1181	United Kingdom	€ 0.1149
Poland	€ 0.1142		

## *USA*

In the case of the United States, great importance was also placed on energy independence. The then president, Richard Nixon stated in 1973:

Let us set as our national goal, in the spirit of Apollo, with the determination of the Manhattan Project, that by the end of this decade we will have developed the potential to meet our own energy needs without depending on any foreign energy sources.

It identified three areas of action:

- Increasing its own fuels production by:
  - The development of renewable fuels,
  - Increasing fuel efficiency and energy savings,
  - The development of alternative technologies, including new technologies for fossil fuels.

It is true that the Federal Energy Administration was created, but the principal mechanism for achieving the goals above was market-based [23]. Consequently, large groups tried to compete, with their interests not always consistent with the overall objective. For example, a lobby by the maize producers led to the production of ethanol from maize, the least utilised raw material. Despite these actions, oil imports in the eighties, rose from 34.8% to 43.1% [4].

In fact, during this period, the production of self-sourced energy increased only from coal which was controversial, by barely 5%, nuclear energy and to a lesser extent from renewable sources, primarily geothermal.

In 2007, the United States government formulated a new program dependent on introducing a new generation of biofuels based on cellulosic ethanol production, assuming that in 2022 ethanol production from this source will reach 78 billion litres. Even if this program is successful, ethanol can replace at the most 13% of petrol consumption in the United States in 2022.

### **3. Ecological education and sustainable development**

As mentioned previously, environmental protection is one of the four fundamental parameters which determine sustainable development.

The current introduction of environmental protection issues into the curriculum at all levels is not only fashionable but is becoming really

needed by the hour, as written about in many works, including those by A. Hłobił (2011), and I. Piecuch and T. Piecuch [38-40].

With the introduction of environmental protection activities into schools at the lowest possible level (different from the ones currently run in accordance with the nature syllabus), the teaching of this subject cannot be separated from promoting the principles of sustainable development.

Within the activity framework of the new subject on environmental protection, introduced systematically as early as possible into schools within the framework of the so called ecological education, the teaching of sustainable development should be skilfully woven into the curriculum, which is inextricably linked with environmental protection.

From an early age, a child and then an adult has to realise that, apart from the fact that on the one hand the environment needs to be permanently and very effectively protected, but on the other it should not be so excessively protected that sustainable development is completely blocked, including for example technological development, i.e. economic development, thus introducing a specific uneven development of society and more widely, civilisation. This depends on good, modern education of a future adult citizen who will be accustomed to protecting the environment in which he lives, with a simultaneous lifelong memory that the protection of the environment must be integrated into sustainable development.

The unusual importance of the issue raised here was highlighted at the scientific conference entitled “The Perspectives and Tasks of Ecological Education in the 21st Century” at the University of Częstochowa in June 2002, organised by its Scientific-Educational Centre and the Institute of Environmental Engineering.

The works of Gumnitsky [8], Puchała [41] and Szaniawska [47] into this issue are particularly noteworthy as attention is drawn to the integrated education of sustainable development.

In this article the authors’ opinion on the correlated problem of environmental protection and sustainable development of societies, is that in order for it to achieve the desirable results it should be disseminated in widely understood schooling, if possible in all the countries of our globe, starting with the highly industrialised countries, amongst which China deserves special attention.

It is the opinion of many specialists and various world ecological organisations that it is the dynamically developing Chinese economy which does not fulfil, in a specific way, the conditions of dynamic development and it is in this aspect that the technological development parameter dominates over the environmental protection parameter, despite the fact that in the most recent period there has been a minimal, albeit perceptible improvement in this regard.

That is why the Chinese Prime Minister's visit, with a large delegation of representatives from Chinese industry, to the Polish Prime Minister on 26<sup>th</sup>–27<sup>th</sup> April 2012 in Warsaw deserves special attention, as the issue treated in this article, was also raised during the bilateral talks.

#### **4. Summary**

Change analysts in the energy sector [10, 25, 46] believe that the United States has not yet achieved its objectives in the transition to energy independence. By analysing the above three examples, which prove that without state intervention it is impossible to achieve a profound transformation since new innovative global solutions demand in the initial period state support, ranging from financial support initially (for research, development of new industries) and ending in specific support through regulation.

In recent years, a U.S. success was the discovery and mastery of shale gas, whose resources are so large that they satisfy 20% of U.S. needs today, and in future could satisfy U.S. needs up to 40%. However, the actual discovery and exploitation of shale gas was not caused by a government program.

The above examples seem to indicate that the transfer of sustainable development to society cannot be carried out without state involvement on many levels. Such a society requires a change in people's mentality, which requires appropriate education supported by legislation. In parallel, it is necessary to develop new technologies, targeted not only at profits, but also to achieve social and pro-environmental objectives. It is impossible to achieve these goals in a social system, in which the only recognised development criterion is profit at any cost and absolute competition of everyone against everyone.

It is worth referring to the situation in Poland. The changes observed in recent years do not inspire optimism. Poland has a huge amount of good quality coal. One would expect the government to create a re-

search program aimed at a more ecological use of this fuel. Meanwhile, instead of establishing a long-term strategy for the use of coal, an unthought through restriction on mining activities ensued, leading to many job losses, which in turn resulted in Poland becoming an importer of coal. The changes observed in the energy sector point to the lack of a national, long-term state co-ordinated energy security strategy in Poland. Instead of such a strategy, free market and competition was encouraged, dividing energy companies in an unthought of way, which according to the doctrinal foundation, should within the competition framework, lead to a stable energy supply. Lessons were not learnt from the experiences of France, Brazil and the USA. Full use is not made of Poland's scientific potential and renowned institutes throughout the world, namely: Główny Instytut Górnictwa (The Central Mining Institute), Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią (Mineral and Energy Economy Research Institute) and Instytut Mechaniki Górotworu (The Strata Mechanics Research Institute). The discovery of huge deposits of shale gas in Poland could significantly improve the energy supply in Poland. The problem is that the energy security of every country requires complex solutions, harmonising the energy supply with the sourcing of primary energy, and ending with the generation of electricity [22, 26].

Leaving this matter, key to the running of each country, to be regulated by the markets' invisible hand is highly risky, because the markets for which profit is the dominant factor, may lead to a situation where the most profitable areas of activity are removed, like raisins from a cake, leaving the whole energy market like a cake with the raisins missing and holes in many places.

## References

1. **Baumgaertner J.:** *From Sustainable Development to Management of Sustainable Ecosocial Systems*. Problemy Ekorozwoju, vol. 3 no 2, 15–19 (2008).
2. Burtland report: Our Common Future, 1987.
3. **Durbin P.T.:** *Is There a Best Ethic of Sustainable Development?* Problemy Ekorozwoju, vol. 3, no 2, 3–14 (2008).
4. EIA – Energy Information Administration, Historical monthly energy Review, 1973–1992. DOE/EIA-0035(73–92), U.S., government Printing Office, Washington, DC, 1994.
5. **Gawłowski S., Listowska-Gawłowska R., Piecuch T.:** *Bezpieczeństwo energetyczne kraju (A country's energy security)*. Monograph. 206 pages. Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej. Koszalin 2011.

6. **Girczys J., Sobik-Szoltyssek J.:** *Odpady przemysłu cynkowo-ołowiowego (The zinc-lead industry's waste)*. Monograph. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej. Częstochowa 2002.
7. **Golušin M. et al.:** *Determination of the Ecological-economic Degree of Development in Countries of SE Europe – Weight Coefficients Technique*. *Problemy Ekorozwoju*, vol. 7, no 1, 87–93 (2012).
8. **Gumnitsky J.:** *System przygotowania specjalistów w dziedzinie ekologii i ochrony środowiska na Uniwersytecie Państwowym Politechnika Lwowska (The system of training specialists in the fields of ecology and environmental protection at the “Lviv Polytechnic” National University)*. Conference material for “Perspektywy i zadania edukacji ekologicznej w XXI wieku” (The Perspectives and Tasks of Ecological Education in the 21<sup>st</sup> Century), pp. 32–34. Politechnika Częstochowska, June 2002.
9. **Gurtowski S.:** *Green Economy Idea – Limits, Perspectives, Implications*. *Problemy Ekorozwoju*, vol. 6, no 1, 75–82 (2011).
10. **Hausman J.A.:** *Project Independence Report: an appraisal of U.S. energy needs up to 1985*. *The Bell Journal of Economics*, 62, 517–551 (1975).
11. **Hoedl E.:** *Europe 2020 Strategy and European Recovery*. *Problemy Ekorozwoju*, vol. 6, No. 2, 11–18 (2011).
12. **Hueting R.:** *Environmentally Sustainable National Income and Other Ways to Improve Information About Growth*. *Problemy Ekorozwoju*, vol. 6, No. 1, 31–46 (2011).
13. **Hull Z.:** *Does the idea of the sustainable development show a new vision of the development of the civilization?* *Problemy Ekorozwoju*, vol. 2, no. 1, 49–57 (2007).
14. **Ikerd J.:** *Sustainable Capitalism: a Matter of Ethics and Morality*. *Problemy Ekorozwoju*, vol. 3, No. 1, 13–22 (2008).
15. **Janusz W.:** *Kształcenie profesjonalne z zakresu ochrony i kształtowania środowiska człowieka na studiach wyższych (Professional teaching in higher education in the field of environmental protection and the shaping of the human environment)*. Conference material for “Perspektywy i zadania edukacji ekologicznej w XXI wieku” (The Perspectives and Tasks of Ecological Education in the 21<sup>st</sup> Century), pp. 35–41. Politechnika Częstochowska, June 2002.
16. **Krajewski P.:** *Justice and Accountability as a Basis for Sustainable Development – the Case of International Environmental Law*. *Problemy Ekorozwoju*, vol. 7, no 1, 15–31 (2012).
17. **Kras E.:** *The Deep Roots of Sustainability*. *Problemy Ekorozwoju*, vol. 6, no 1, 11–30 (2011).
18. **Keitsch M. M.:** *Ethics in Industrial Ecology*. *Problemy Ekorozwoju*, vol. 6, no 2, 19–31 (2011).

19. **Kronenberg J., Natsuyo Iida.:** *Simple Living and Sustainable Consumption*. Problemy Ekorożwoju, vol. 6, no 2, 67–74 (2011).
20. **Laszlo Ch.:** *Sustainable Value?* Problemy Ekorożwoju, vol. 3 no 2, 25–29 (2008).
21. **Lindzen R.S.:** *Global Warming: the Origin and Nature of the Alleged Scientific Consensus*. Problemy Ekorożwoju, vol. 5 no 2, 13–28 (2010).
22. **Lorenz U.:** *Gospodarka węglem kamiennym energetycznym (The coal-fired power economy)*. Wydawnictwo Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią Polskiej Akademii Nauk, 96 pages, Kraków 2010.
23. **Marchi de, N.:** *Energy policy under Nixon: mainly putting out fires*. C.D. Goodwin, Editor, *Energy Policy in Perspective: Today's Problems, Yesterday's Solutions*, The Brookings Institutions, Washington, DC, 395–473, 1981.
24. **Michalowski A.:** *Spatial Environmental Services in the Approach of the Assumptions of Economics for Sustainable Development*. Problemy Ekorożwoju, vol. 6, no 2, 117–126 (2011).
25. **Nixon R.M.:** *Address to the Nation about Policies to Deal with the energy shortages*. Public Papers of the Presidents of the United States, General Services Administration, Washington, DC., November 7, 1973.
26. **Ozga-Blaschke U.:** *Gospodarka węglem koksowym (The coking coal economy)*. Monograph. Wydawnictwo Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią Polskiej Akademii Nauk, 69 pages, Kraków 2010.
27. **Paschalis-Jakubowicz P.:** *Theoretical Basis and Implementation of the Idea of Sustainable Development in Forestry*. Problemy Ekorożwoju, vol. 6, no 2, 101–106 (2011).
28. **Pawłowski A.:** *Barriers in Introducing Sustainable Development – Ecophilosophical Point of View*. Problemy Ekorożwoju, vol. 2 no 1, pp. 59–65 (2007).
29. **Pawłowski A.:** *The Sustainable Development Revolution*. Problemy Ekorożwoju, vol. 4 no 1, 65–76 (2009a).
30. **Pawłowski A.:** *Sustainable Energy as a sine qua non Condition for the Achievement of Sustainable Development*. Problemy Ekorożwoju/Problems of Sustainable Development, vol. 4 no 2, 3–7 (2009b).
31. **Pawłowski A.:** *The multidimensional nature of sustainable development*. Problemy Ekorożwoju, vol. 1, nr 1, 23–32 (2006).
32. **Pawłowski A.:** *The sustainable development revolution*. Problemy Ekorożwoju, vol. 4, no 1, pp. 65–76 (2009).
33. **Pawłowski A.:** *Editorial*. Sustainable Development, vol. 16, no 2, 71–72 (2008).
34. **Pawłowski A.:** *How many dimensions does sustainable development have?* Sustainable Development, vol. 16, no. 2, 81–90 (2008).

35. **Pawłowski A.:** *The role of social sciences and philosophy in shaping of the sustainable development concept.* Problemy Ekorozwoju, vol. 3, no 1, 7–11 (2008).
36. **Pawłowski A.:** *Sustainable Energy as a sine qua non Condition for the Achievement of Sustainable Development?* Problemy Ekorozwoju, vol. 4, no. 2, 9–12 (2009).
37. **Pieńkowski D.:** *The Jevons Effect and the Consumption of Energy in the European Union.* Problemy Ekorozwoju, vol. 7, no 1, 105–116 (2012).
38. **Piecuch I. (Górska):** *Odporność psychiczna a choroby przewlekłe na tle nerwowym uwarunkowane jakością środowiska życia człowieka (The psychological resistance and nervous system related chronic diseases conditioned by the quality of the human environment).* Rocznik Ochrona Środowiska, vol. 11, 799–822 (2010).
39. **Piecuch I.:** *Edukacja ekologiczna wśród dzieci szkół podstawowych” (Ecological education among primary school children).* Gdańska Wyższa Szkoła Humanistyczna. Master’s thesis, May 2012.
40. **Piecuch I., Piecuch T.:** *Nauczanie o środowisku – nigdy nie jest za wcześnie i nigdy nie jest za późno (Teaching about the environment is never too early and never too late).* Rocznik Ochrona Środowiska, vol. 13, 211–222 (2011).
41. **Puchała Cz.:** *Edukacja ekologiczna w ramach studiów na kierunku ochrona środowiska w Wyższej Szkole Pedagogicznej w Częstochowie (Ecological education within the framework of environmental protection at the Higher School of Pedagogy in Częstochowa).* Conference material for “Perspektywy i zadania edukacji ekologicznej w XXI wieku” (The Perspectives and Tasks of Ecological Education in the 21st Century), 51–60. Politechnika Częstochowska, June 2002.
42. **Redclift M.R.:** *Sustainable Development (1987-2005) – an Oxymoron Comes of Age.* Problemy Ekorozwoju, vol. 4, no 1, 33–50 (2009).
43. **Rosik-Dulewska Cz.:** *Podstawy gospodarki odpadami” (Fundamentals of Waste Management),* 377 pages, Wydawnictwo Naukowe PWN Warszawa.
44. **Russell D.:** *A Curmudgeon’s Thoughts on Sustainability.* Problemy Ekorozwoju, vol. 5 no 1, 15–22. 2010. Russell Davis
45. **Rydzewski P.:** *Social Marginalisation vs. Sustainable Development – Case of Homelessness.* Problemy Ekorozwoju, vol. 7, no 1, 43–59 (2012).
46. **Salomone B.D. and Kryshua K.:** *The coming Sustainable Energy Transition: History, Strategies and Outlook.* Energy Policy, 39, 7422–31 (2011).
47. **Szaniawska D.:** *Zintegrowane kształcenie dla zrównoważonego rozwoju. (Integrated education for sustainable development).* Conference material on “Perspektywy i zadania edukacji ekologicznej w XXI wieku” (The Perspectives and Tasks of Ecological Education in the 21<sup>st</sup> Century), pp. 61–74, Politechnika Częstochowska, June 2002.



48. **Udo V. and Pawłowski A.:** *Human Progress towards equitable sustainable development: a philosophical exploration*. Problemy Ekorozwoju, vol. 5, no.1, 23–44 (2010).
49. **Udo V. and Pawłowski A.:** *Human Progress Towards Equitable Sustainable Development – part II: Empirical Exploration*. Problemy Ekorozwoju, vol. 6, no. 2, 33–62 (2011).
50. **Venkatesh G.:** *Interpreting sustainability using Robert Pirsig's levels of Quality*. Problemy Ekorozwoju, vol. 6, No. 2, 63–66 (2011).
51. **Venkatesh G.:** *Triple bottom line approach to individual and global sustainability*. Problemy Ekorozwoju, vol. 5, no. 2, 29–37 (2010).

## **Rola państwa w osiągnięciu zrównoważonego rozwoju w kapitale ludzkim, technologii i ochronie środowiska**

### **Streszczenie**

W artykule przedstawiono podstawowe paradygmaty zrównoważonego rozwoju, zwracając szczególną uwagę na wyczerpywanie zasobów nieodnawialnych, w tym nośników energii. Na zakończenie tej części artykułu, stwierdzono, że konieczne są głębokie zmiany w rozwoju cywilizacji w kierunku równowagi. Analizując politykę energetyczną Brazylii, Francji i USA, po kryzysie energetycznym z roku 1973, zauważono, że skoordynowana polityka krajowa w przypadku Brazylii i Francji, doprowadziła do osiągnięcia wyznaczonych celów. Natomiast Stanom Zjednoczonym nie udało się osiągnąć swoich celów, opierając się wyłącznie na mechanizmach rynkowych. Powodem tego było to, że poważne zmiany wymagają znacznych nakładów w fazie początkowej zarówno na badania i przynajmniej w pierwszej fazie na komercjalizację. Ponadto, jak pokazuje przykład Francji, utworzenie przedsiębiorstwa państwowego doprowadziło do ujednoczenia budowy reaktorów jądrowych, co znacznie ograniczyło koszty kapitałowe. W rezultacie we Francji wytwarzana jest najtańsza energia elektryczna.

Przestawienie cywilizacji w kierunku zrównoważonego rozwoju jest jeszcze bardziej złożonym przedsięwzięciem, ponieważ obejmuje również aspekty społeczne, które nie mogą być wewnętrznie regulowane przez mechanizmy rynkowe. Dlatego, według autorów, nie jest możliwe, wprowadzanie zrównoważonego rozwoju bez wiodącej roli państwa.



## **Walory florystyczne, użytkowe i przyrodnicze użytków zielonych na tarasie zalewowym doliny Warty**

*Henryk Czyż, Teodor Kitczak, Adrian Sarnowski  
Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny, Szczecin*

### **1. Wstęp**

Zbiorowiska łąkowe, występujące w dolinach rzecznych, charakteryzują się dużymi walorami przyrodniczymi, ponieważ dzięki położeniu w zmiennych warunkach wilgotnościowych mogły tam powstawać liczne zbiorowiska – od szuwarowych i torfowiskowych, poprzez łąkowe i zaroślowe, aż po nitrofilne [3, 6]. Tak duże zróżnicowanie zbiorowisk roślinnych jest jednym z podstawowych elementów różnorodności biologicznej dolin rzecznych. Na duże walory florystyczne doliny Warty zwracają uwagę [1, 6].

Celem niniejszej pracy jest określenie wartości użytkowej i walorów przyrodniczych użytków zielonych zlokalizowanych na tarasie zalewowym doliny Warty.

### **2. Materiał i metody**

Prace badawcze przeprowadzono w 2009 roku, w terminie zbioru pierwszego pokosu, w dolinie Warty na odcinku o długości około 9 km pomiędzy miejscowościami Świerkocin – Kłopotowo (gmina Witnica, województwo lubuskie). Badany obszar obejmuje fragment prawego tarasu zalewowego doliny Warty, pomiędzy lustrem wody, a groblą (obwałowaniem). Badania szczegółowe obejmowały: charakterystykę florystyczną runi łąkowej, ocenę wartości użytkowej i walorów przyrodniczych wydzielonych zbiorowisk roślinnych. Charakterystyki warunków glebowych dokonano w oparciu o odkrywki glebowe, wykonywane

w terminie pobierania prób roślinnych. Typy zbiorowisk roślinnych wydzielono w oparciu o gatunki dominujące w masie pobranych próbach roślinnych. Warunki wilgotnościowe na badanych użytkach zielonych, scharakteryzowane zostały za pomocą wskaźników roślinnych metodą fitoindykacji [9]. Do oceny wartości użytkowej runi poszczególnych zbiorowisk, które różnią się pod względem zajmowanego siedliska oraz składu florystycznego, wykorzystano liczby wartości użytkowej (Lwu), przyjęte dla poszczególnych gatunków [4]. Dla porównania walorów przyrodniczych (Lwp) badanych zbiorowisk, zastosowano dziesięciopunktową skalę oceny walorów, reprezentowanych przez poszczególne gatunki [10].

### 3. Wyniki i dyskusja

Analizowany obszar tarasu zalewowego Warty wypełniają osady aluwialne oraz płytkie muły. W pobliżu obecnego koryta rzeki Warty stwierdzono glebę mułowo-murszową płytką na piasku oraz madę rzeczna właściwą bardzo lekką, a także madę rzeczna właściwą średnią. W pobliżu grobli ukształtowały się gleby – mułowo-murszowa głęboka oraz mada rzeczna właściwa bardzo ciężka. Decydującym czynnikiem rozwoju roślinności łąkowej w dolinie Warty jest woda [1, 7]. Dodatkowym elementem wpływającym na wykształcenie się i użytkowanie zbiorowisk łąkowych jest wał przeciwpowodziowy, gdy występują tu nie tylko zmienne konfiguracje terenu, ale także warunki glebowo-wodnych). Kwarta i in. [8] prowadząc badania w dolinie Odry na dwóch podtypach gleb łąkowych – na glebie mułowo-torfowej i madzie rzecznej właściwej nie stwierdzili zależności między podtypami gleb, a porastającymi je zbiorowiskami roślinnymi. Autorzy ci w warunkach wysokiego poziomu wody gruntowej (15–60 cm) w okresie lata oraz występujących długotrwałych wiosennych zalewów powierzchniowych, jakie występowały na badanym terenie, wydzielili trzy typy zbiorowisk roślinnych: *Carex gracilis*, *Carex gracilis* z *Calamagrostis stricta* oraz zbiorowisko *Glyceria Maxima*.

**Tabela 1.** Skład florystyczny wybranych zbiorowisk roślinnych (%)**Table 1.** Floristic composition of selected plant communities (%)

Gatunek Species	Zbiorowiska roślinne Plant community					
	<i>Glyceria maxima</i>	<i>Phalaris arundinacea</i>	<i>Poa trivialis I</i>	<i>Poa trivialis II</i>	<i>Poa pratensis</i>	<i>Festuca rubra</i> z <i>Corynephorus canescens</i>
<b>TRAWY</b>						
<i>Agropyron repens</i>			6,4	10,6	1,6	0,1
<i>Alopecurus pratensis</i>			5,2			
<i>Festuca rubra</i>				11,7	18,9	45,1
<i>Glyceria maxima</i>	61,5					
<i>Calamagrostis epigejos</i>					24,6	
<i>Corynephorus canescens</i>						36,9
<i>Phragmites australis</i>	4,0					
<i>Phalaris arundinacea</i>		84,6	0,5			
<i>Poa palustris</i>				14,1		
<i>Poa pratensis</i>					34,9	2,7
<i>Poa trivialis</i>			63,3	40,5		
<b>Razem trawy</b> <b>Total grasses</b>	<b>65,5</b>	<b>84,6</b>	<b>75,4</b>	<b>76,9</b>	<b>80,0</b>	<b>84,8</b>
<b>TURZYCE I SITY</b>						
<i>Carex acutiformis</i>		10,1				
<i>Carex brizoides</i>				1,9		
<i>Carex praecox</i>					2,9	
<i>Carex riparia</i>	5,0					
<b>Razem turzyce i sity</b> <b>Total horsetail, rushes</b> <b>and sedges</b>	<b>5,0</b>	<b>10,1</b>		<b>1,9</b>	<b>2,9</b>	
<b>ROŚLINY MOTYLKOWATE</b>						
<i>Trifolium repens</i>			0,3			
<i>Vicia lathyroides</i>					3,5	
<b>Razem rośliny</b> <b>motylkowate</b> <b>Total leguminouses</b>			<b>0,3</b>		<b>3,5</b>	

**Tabela 1. cd**  
**Table 1. cont.**

Gatunek Species	Zbiorowiska roślinne Plant community					
	<i>Glyceria maxima</i>	<i>Phalaris arundinacea</i>	<i>Poa trivialis I</i>	<i>Poa trivialis II</i>	<i>Poa pratensis</i>	<i>Festuca rubra</i> z <i>Corynephorus canescens</i>
<b>ZIOŁA I CHWASTY</b>						
<i>Achillea millefolium</i>						0,1
<i>Capsella bursa-pastoris</i>			0,3			
<i>Cerastium holosteoides</i>			0,1			
<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>				1,2		
<i>Chrysanthemum segetum</i>					0,7	
<i>Cirsium rivulare</i>			0,1			
<i>Crisium arvense</i>					1,1	
<i>Erigeron annuus</i>			1,5			
<i>Iris pseudoacorus</i>	10,3					
<i>Leontodon autumnalis</i>	1,7		0,1			
<i>Lithospermum arvense</i>					3,1	2,4
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	1,0	0,6	2,6	4,7		
<i>Patentilla argentea</i>					4,8	
<i>Plantago lanceolata</i>			4,9			
<i>Plantago major</i>			0,5			
<i>Polygonum bistorta</i>	0,7	0,5				
<i>Potentilla argentea</i>						0,8
<i>Rorippa amphibia</i>	5,0	0,4				
<i>Ranunculus repens</i>			1,5			
<i>Rumex acetosa</i>			0,1		1,6	
<i>Rumex acetosella</i>					2,3	6,6
<i>Rumex crispus</i>			11,7			
<i>Rumex obtusifolius</i>	6,8					
<i>Senecio erucifolius</i>				7,5		
<i>Stelaria media</i>	1,0					
<i>Symphytum officinale</i>	3,0					
<i>Tanacetum vulgare</i>						5,2
<i>Taraxacum officinale</i>			0,9			
<i>Thalictrum simplex</i>		3,8				
<i>Veronica chamaedrys</i>				7,8		
<i>Viola tricolor</i>						0,1
<b>Razem ziola i chwasty</b> <b>Total herbs and weeds</b>	<b>29,5</b>	<b>5,3</b>	<b>24,3</b>	<b>21,2</b>	<b>13,6</b>	<b>15,2</b>

W badaniach własnych w siedlisku silnie wilgotnym i mokrym (tab. 2) wydzielono dwa typy zbiorowisk roślinnych – na glebie mułowo-torfowej – zbiorowisko typu *Glyceria maxima*, a na madzie rzecznej właściwej ciężkiej – zbiorowisko typu *Phalaris arundinacea*. W pierwszym zbiorowisku stwierdzono 11 gatunków (tab.1), z czego 2 gatunki z grupy traw – *Glyceria maxima* (61,5%) i *Phragmites australis* (4,0% runi), 1 gatunek należący do turzyc – *Carex riparia* (5,0% runi) oraz 8 gatunków z grupy ziół i chwastów, stanowiących 29,5% masy runi łąkowej. W grupie tej dominowały: *Iris pseudoacorus* (10,3%), *Carex riparia* (6,8%) oraz *Rorippa amphibia* (5% runi). Tak ukształtowane zbiorowisko odznaczało się mierną wartością użytkową i umiarkowanie dużymi walorami przyrodniczymi (tab.2). W szacie roślinnej zbiorowiska typu *Phragmites australis* stwierdzono 6 gatunków. Reprezentująca trawy – *Phragmites australis* stanowiła 84,6% runi (tab. 1). Wśród turzyc występowała *Carex acutiformis* (10,1%). Zioła i chwasty stanowiły 5,3% runi, a dominowała *Thalictrum simplex* (3,8%). Omawiane zbiorowisko charakteryzowało się dobrą wartością użytkową – Lwu=6,13. Średnia liczba waloryzacyjna wynosiła 3,33, co odpowiada umiarkowanie dużym walorem przyrodniczym.

W siedlisku świeżym i wilgotnym, na madzie rzecznej właściwej średniej, ukształtowało się zbiorowisko *Poa trivialis* I (63,3% runi), z udziałem *Agropyron repens* (6,4%), *Alopecurus pratensis* (5,2%) oraz *Phalaris arundinacea* (0,5%) – (tab.1). Stwierdzono także 1 gatunek z grupy roślin motylkowatych- *Trifolium repens* (0,3%). Zioła i chwasty stanowiły 24,3% runi. W tej grupie dominował *Rumex crispus* (11,7% runi). Ogólnie zbiorowisko to składało się z 17 gatunków, w tym 12 gatunków należało do grupy ziół i chwastów. Na dobrą ocenę wartości użytkowej (tab.2) tego zbiorowiska (Lwu=6,13) wpłynął *Poa trivialis*, o Lwu=7. Zbiorowisko to pod względem walorów przyrodniczych zostało określone jako średnio umiarkowane. W tych samych warunkach wilgotnościowych, na glebie mułowo-torfowej stwierdzono podobne zbiorowisko – typu *Poa trivialis* II (tab. 1), w którym, obok dominanta, wyróżniały się *Poa palustris* (14,1%) i *Festuca rubra* (11,7%). Trawy łącznie stanowiły 76,9% runi. Turzyce reprezentowała *Carex brizoides* (1,9%). Udział ziół i chwastów wynosił 21,2% (tab.1). W grupie tej dominowały – *Veronica chamaedrys* (7,8%) oraz *Senecio erucifolius* (7,5%). Zbiorowisko to, podobnie jak poprzednie, uzyskało mierną wartość użytkową (Lwu=5,53), średnio umiarkowane walory przyrodnicze (Lwp=2,77) – (tab. 2).

**Tabela 2.** Warunki wilgotnościowe, wartość użytkowa oraz walory przyrodnicze**Table 2.** Humidity conditions, fodder value and natural value

Zbiorowiska roślinne Plant community	Warunki wilgotnościowe Humidity conditions		Wartość użytkowa Fodder value		Walory przyrodnicze Natural value	
	Lw	Wilgotność Humidity	Lwu	Wartość value	Lwp	Walorność value
<i>Glyceria maxima</i>	7,5	silnie wilgotne i mokre	3,52	mierna	3,36	umiarkowanie duże
<i>Phalaris arundinacea</i>	7,8	silnie wilgotne i mokre	6,13	dobra	3,33	umiarkowanie duże
<i>Poa trivialis I</i>	6,0	świeże i wilgotne	6,13	dobra	2,23	małe
<i>Poa trivialis II</i>	5,3	świeże i wilgotne	5,53	mierna	2,77	średnio umiarkowane
<i>Poa pratensis</i>	4,4	suche i okresowo nawilżone	5,26	mierna	2,08	małe
<i>Festuca rubra</i> z <i>Corynephorus canescens</i>	3,6	suche	3,61	mierna	1,90	małe

W siedlisku suchym i okresowo nawilżanym, na madzie właściwej bardzo lekkiej, ukształtowało się zbiorowisko typu *Poa pratensis*, w którym stwierdzono 12 gatunków (tab.1). W szacie roślinnej dominowały trawy (80% runi), z czego *Poa pratensis* stanowiła 34,9%, *Calamagrostis epigejos* 24,6%, *Festuca rubra* – 18% oraz *Aropyron repens* – 1,6%. *Carex praecox* reprezentująca turzycowate, stanowiła tylko 2,8%. W tym zbiorowisku wystąpiła *Vicia lathyroides* (3,5%), należąca do grupy roślin motylkowatych. Zioła i chwasty (6 gatunków) stanowiły 13,6% runi, bez wyraźnego dominanta. Zbiorowisko typu *Poa pratensis* o ubogim gatunkowo składzie odznaczało się małą wartością użytkową (Lwu=5,26) oraz małymi walorami przyrodniczymi – Lwp=2,08 (tab.2).

Na ukształtowanym łąchu piaszczystym, w siedlisku suchym, na madzie właściwej bardzo lekkiej, stwierdzono zbiorowisko typu *Festuca rubra* z *Corynephorus canescens*. W zbiorowisku tym stwierdzono 10 gatunków. Trawy łącznie stanowiły 84,8% (tab.1). Drugą grupą roślin, stwierdzoną w tym zbiorowisku, były zioła i chwasty, którą tworzyło 6 gatunków, z dominującym udziałem *Tanacetum vulgare* (5,2%). Ukształtowane w tak specyficznych warunkach zbiorowisko roślinne

odznaczało się małą wartością użytkową runi ( $Lwu=3,61$ ) oraz najgorszym, spośród analizowanych zbiorowisk wskaźnikiem waloryzacji przyrodniczej – 1,90 (tab. 1).

Jak twierdzą [3, 2, 5] użytki zielone w siedliskach wilgotnych, z często występującymi zalewami powierzchniowymi głównie w okresie wiosennym, porośnięte są zbiorowiskami z dominującym udziałem: *Phragmites australis*, *Glyceria maxima*, *Poa trivialis* i *Alopecurus pratensis*, *Phalaris arundinacea* oraz *Carex sp.* Zdaniem tych autorów pełnią one, obok funkcji produkcyjnej, także funkcje ekologiczną i przyrodniczą.

#### 4. Wnioski

- Na tarasie zalewowym Warty ukształtowane zbiorowiska trawiaste wskazują na dużą mozaikowość warunków wilgotnościowych, które mieściły się w przedziale od suchych do silnie wilgotnych i mokrych.
- Przeprowadzona analiza florystyczna użytków zielonych wskazuje na duże zróżnicowanie szaty roślinnej, a wydzielone zbiorowiska zostały zakwalifikowane do typów: *Glyceria Maxima* i *Phalaris arundinacea* – w siedlisku silnie wilgotnym i mokrym, *Poa trivialis* I i *Poa trivialis* II – świeżym i wilgotnym, *Poa pratensis* – suchym i okresowo nawilżonym, *Festuca rubra* z *Corynephorus canesens* – w siedlisku suchym.
- Występujące zbiorowiska w przewadze reprezentowały mierną wartość użytkową, a jedynie zbiorowiska – *Phalaris arundinacea* i *Poa trivialis* I – dobrą wartość użytkową oraz od małych do umiarkowanie dużych – walory przyrodnicze.
- Różnorodność siedlisk glebowych i zbiorowisk roślinnych powoduje, że użytki zielone na tarasie zalewowym doliny Warty potencjalnie mogą pełnić ważną rolę produkcyjną oraz być istotnym elementem w kształtowaniu i ochronie środowiska przyrodniczego.

#### Literatura

1. **Borysiak J.:** *Struktura aluwialnej roślinności łądowej środkowego i dolnego biegu Warty*. Wydaw. Nauk. UAM Biol., 52, Poznań, 258. 1994.
2. **Czyż H., Kiteczak T., Stelmaszyk A.:** *Wartość paszowa, przyrodnicza i energetyczna polderowych użytków zielonych wyłączonych z działalności rolniczej*. Łąkarstwo w Polsce, 10, 21–27 (2007).



3. **Czyż H., Schalitz G., Trzaskoś M.:** *Influence of the Odra river flooding on the floristic composition of meadows located within the German – Polish National Park.* Zesz. Nauk., AR Szczecin, 180, Rolnictwo, 67, 11–17 (1997).
4. **Filipek J.:** *Projekt klasyfikacji roślin łąkowych i pastwiskowych na podstawie liczb wartości użytkowej.* Postępy Nauk Rolniczych, 4, 59–68 (1973).
5. **Kochanowska R., Gamrat R., Łysko A., Sotek Z., Stasińska M., Prajb B.:** *Roślinność strefy ekotopowej dolnego biegu Iny.* Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie, 4, 2a (11), 322–334 (2004).
6. **Kryszak J., Grynia M.:** *Zbiorowiska trawiaste siedlisk nadmiernie uwilgotnionych w dolinach rzecznych.* Łąkarstwo w Polsce, 8, 97–106 (2005).
7. **Kryszak A., Grynia M., Kryszak J., Będziński M., Grzelak M.:** *Zmiany różnorodności florystycznej nadwarciańskich łąk zalewowych.* Woda Środ. Obsz. Wiej., Nr 4, z. 1 (10), 209–218 (2004).
8. **Kwarta Cz., Trzaskoś M., Dobromilski M., Gos A., Kitczak T.:** *Niektóre warunki glebowe i roślinność łąk bagiennych doliny dolnej Odry.* Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., z. 412, 135–138 (1993).
9. **Oświt J.:** *Identyfikacja warunków wilgotnościowych za pomocą wskaźników roślinnych (metoda fitoindyfikacji).* W: Hydrogeniczne siedliska wilgotnościowe. Wiadomości IMUZ, 9, 40–66 (1992).
10. **Oświt J.:** *Metoda przyrodniczej waloryzacji mokradeł i wyniki jej zastosowania na wybranych obiektach.* Wydawnictwo IMUZ, 79, 3–32 (2000).

## Floristic, Utilitarian and Natural Values of Grasslands on the Warta River Valley Floodplain Terrace

### Abstract

On the flood plain terrace of the lower valley of Warta river soils belong to mud-muck and mad right. Moisture conditions characterized by the method of phytoindication Oświt (1992), ranged from wet and wet to dry. In highly humid habitat and wet two communities were formed – *Glyceria maxima* on the mud-muck soil and *Phalaris arundinacea* in fluvial soil very hard right in the fresh moist habitat – community type on the soil of *Poa trivialis* mud-muck in the sand and shallow on the right river fluvial soil, in a dry site and periodically humidified – a collection of *Poa pratense*, and dry site – a community of *Festuca rubra* with *Corynephorus canyesceus*. Both communities have reached the very light right. Analyzed communities were classified in terms of value of use – from mediocre to good, and in terms of natural assets – from low to moderately big.



# **Transformacje odcieków jako rezultat technicznych zabiegów na składowiskach odpadów komunalnych**

*Kazimierz Szymański, Robert Nowak*  
*Politechnika Koszalińska*

## **1. Wstęp**

Odcieki składowiskowe, gromadzące się w „starych” wyeksploatowanych i nieuszczelnionych kwaterach składowisk odpadów komunalnych, stanowią potencjalne źródło zanieczyszczenia wód podziemnych [1, 12]. Skład fizykochemiczny i objętość powstających odcieków składowiskowych zależy, między innymi, od: rodzaju odpadów, sposobu ich deponowania, aktywności procesów biochemicznych zachodzących w odpadach i odciekach oraz intensywności opadów [5, 6, 13]. Istotny wpływ na te procesy może mieć również sposób eksploatacji składowiska jak: wstępna segregacja, zagęszczanie odpadów, tworzenie gruntowych warstw pośrednich (tzw. przesyпки), częściowa rekultywacja niecki składowiska, odgazowanie, unieszkodliwianie odcieków i in. [14, 15]. W przypadku składowiska nieuszczelnionego, usuwanie zanieczyszczeń zawartych w odciekach częściowo odbywa się w podłożu składowiska (strefa aeracji) oraz w warstwie wodonośnej (strefa saturacji) [1, 8, 11]. Eliminacja tych zanieczyszczeń w podłożu składowiska zachodzi głównie dzięki mechanizmom inicjującym reakcje biodegradacji, adsorpcji, interakcji i wymiany jonowej, strącania i filtracji [2]. Procesy te zależą głównie od rodzaju gruntu, zawartości substancji organicznych i minerałów ilastych, oraz od aktywności biochemicznej [7]. W warstwie wodonośnej (saturacji) odbywa się proces rozcieńczania i mieszania wód skażonych (odcieków) z czystymi wodami podziemnymi. Prędkość przepływu tych wód zależy od współczynnika wodoprzepuszczalności

i spadku hydraulicznego. Mogą tam również wystąpić procesy sorpcji, interakcji i wymiany jonowej oraz strącenia. Celem prowadzonych badań było określenie składu fizykochemicznego odcieków składowiskowych, na których skład mogą rzutować różnego rodzaju zabiegi techniczne na danym obiekcie, polegających m.in. na: gromadzeniu częściowo wyselekcjonowanych odpadów, stosowaniu zagęszczania odpadów, uszczelnieniu podłoża składowiska, odgazowaniu i wykorzystaniu energetycznym biogazu oraz częściowej rekultywacji poszczególnych kwater.

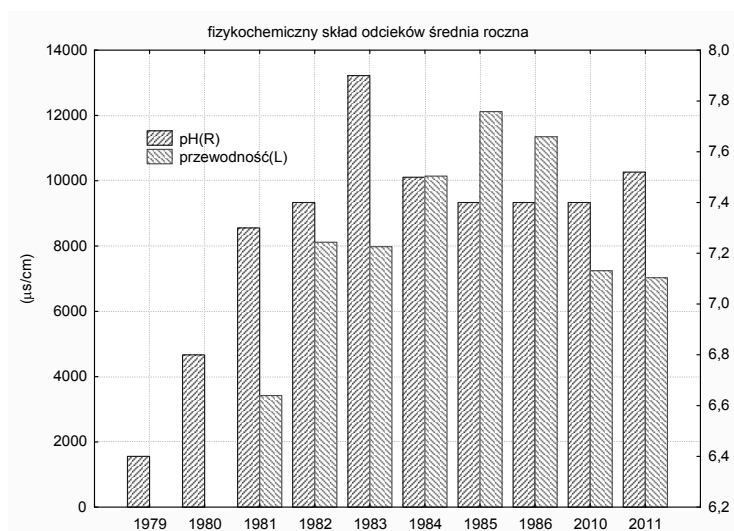
## 2. Zakres badań

Badania składu fizykochemicznego prowadzono na próbkach odcieków pochodzących z terenu składowiska odpadów komunalnych zlokalizowanego na terenie Pomorza Środkowego. Badania te prowadzono systematycznie w latach 1978–1986. Zauważono wówczas, że odcieki składowiskowe zawierają m.in. znaczne stężenie jonów chlorkowych, amonowych, siarczanów, wapnia oraz azotu organicznego, kwasów lotnych i fenoli (tab.1). Równolegle prowadzono badania zawartości metali ciężkich w tym ośrodku. Szczegółowe omówienie wyników badań tych mikrozanieczyszczeń zawiera opracowanie Szymańskiego [13]. W późniejszym okresie (rok 2010 i 2011) wykonano porównawcze badania zawartości wybranych zanieczyszczeń w tych odciekach. Wyniki z całego okresu badań (1983–2011) zilustrowano na rysunkach 1 i 2. Do 2011 roku na terenie składowiska prowadzono szereg zabiegów technicznych w tym: zagęszczanie odpadów, tworzenie przesypek poszczególnych warstw, odgazowanie składowiska, rekultywację poszczególnych kwater oraz deponowanie odpadów częściowo segregowanych. Badania te wykonano w ramach stałego i rozszerzonego monitoringu odcieków składowiskowych na terenie obiektu [10].

## 3. Wyniki badań i ich analiza

Procesy biodegradacji zanieczyszczeń zawartych w odciekach przebiegały aktywniej w początkowym okresie eksploatacji składowiska (tab. 1). Jak wynika z prowadzonych wówczas badań, w pierwszym roku eksploatacji składowiska stężenie azotanów było wyższe od stężenia jonów amonowych, natomiast potencjał redox charakteryzował się wartościami dodatnimi, co wskazywało na utleniające warunki panujące

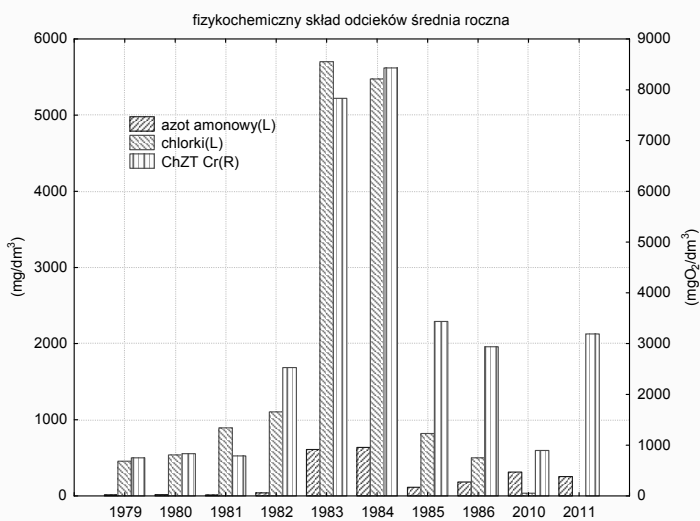
w badanych odciekach. Ten stan utrzymywał się dość stabilnie przez kolejny rok, aczkolwiek w krótkim czasie (po dwu latach eksploatacji) warunki w tym środowisku zmieniły się z tlenowych na beztlenowe, na co wskazywało m.in. znacznie większe stężenie jonów amonowych od azotanowych oraz ujemny potencjał redox. Podobny charakter przemian mógł występować w podłożu składowiska, do którego odcieki te bezpośrednio migrowały, ze względu na brak właściwego uszczelnienia. W miarę upływu czasu zmieniało się pH odcieków składowiskowych (z kwaśnego w pierwszych dwóch latach, do lekko alkalicznego w następnych). Zmieniały się też wskaźniki stabilizacji biochemicznej odcieków, charakteryzowane proporcją pomiędzy wartościami wskaźników BZT<sub>5</sub>/ChZT, (tzw. wskaźnik Chiana) [13].



**Rys. 1.** Prezentacja zmian wybranych parametrów fizycznych w odciekach  
**Fig. 1.** Presentation of changes in physical parameters in leachate

W początkowym okresie eksploatacji składowiska (w latach 1979–1980) obserwowano najintensywniej przebiegające procesy degradacji biochemicznej substancji organicznych zawartych w odciekach. Wówczas iloraz BZT<sub>5</sub>/ChZT oscylował w granicach od 0,81 do 0,72. Po pięciu latach eksploatacji wartości te utrzymywały się w granicach 0,23–0,25, co bezwzględnie wskazuje na pewną stabilizację procesów biochemicznych w odciekach. Można sądzić, że w odciekach składowiskowych

znajdowała się wówczas pewna ilość substancji trudno biodegradowalnych, które w kolejnych latach zapewne ulegały biodegradacji a tym samym różne inne związki migrujące mogły być uwalniane do podłoża składowiska i dalej do wód podziemnych. Możliwe jest również, że część substancji organicznych została zaabsorbowana przez minerały ilaste (występuje tam illit) lub związki humusowe. Obserwowano również znaczący spadek stężenia jonów fosforanowych, co mogło świadczyć, że jony te tworzyły trudno rozpuszczalne związki chemiczne. Istotnie malała zawartość jonów siarczanowych, potasowych oraz azotanowych V i azotanowych III natomiast stwierdzono przyrost stężenia jonów amonowych. Na podobnym poziomie utrzymywało się stężenie jonów chlorkowych. Po pięciu latach eksploatacji składowiska, obserwowano wzrost suchej pozostałości, po czym odnotowano jej znaczącą obniżkę.



**Rys. 2.** Prezentacja zmian wybranych parametrów chemicznych w odciekach  
**Fig. 2.** Presentation of changes in chemical parameters in leachate

Po około 15. latach eksploatacji składowiska stwierdzono: wzrost stężenia azotu ogólnego i siarczanów, wartości pH, suchej pozostałości i  $ChZT_{Cr}$  oraz stężenia chlorków. Oznacza to, że nadal na składowisko odprowadza się odpady, prawdopodobnie w postaci zmiotków ulicznych, szczególnie w okresie zimowo-wiosennym, które są głównym źródłem związków chloru [13]. Maksimum koncentracji tych związków przypa-

dało na lata 1983–1984. W tym okresie odcieki do badań pobierano z miejsc położonych przy czole składowiska, z którego one wypływały. Barwa tych odcieków jak też duża wysoka zawartość zawiesiny wskazywała na bardzo dużą koncentrację zanieczyszczeń. Wysokie temperatury, szczególnie w okresie wiosenno-letnim w tym okresie sprzyjały procesom parowania wody a tym samym zagęszczaniu odcieków. Rzutowały one również na wysokie przewodnictwo właściwe odcieków, aczkolwiek wykazujące tendencje malejącą w ostatnich latach. W dalszym ciągu stwierdzono eliminację związków fosforu, zapewne poprzez jego transformację w fazę stałą lub/i sedimentację lub wiązanie przez występujące w odciekach sorbenty, głównie minerały ilaste i związki humusowe [13]. Odcieki badane w latach osiemdziesiątych charakteryzowały się bardzo intensywną barwą, o której w dużym stopniu decydowała zawartość substancji humusowych (kwasów humusowych). Badania z 2010 i 2011 roku wykazały, że odcieki te posiadały mało intensywną barwę słomkową, co wynika głównie z obecności kwasów huminowych. Jednocześnie na składowisko to w ostatnich latach wprowadza się coraz mniej substancji organicznych, wobec wydzielenia ich już na etapie gromadzenia lub w trakcie obróbki odpadów komunalnych w stacji segregacji odpadów, zlokalizowanej na terenie składowiska. Części organiczne odpadów komunalnych kierowano na przyzmy kompostowe i wraz z innymi bioodpadami transformowane były na kompost [2].

Przy analizie wyników badań poszczególnych wskaźników zanieczyszczenia odcieków składowiskowych, wykorzystano również pakiet STATISTICA [3, 4, 9, 14]. Wyniki analizy statystycznej zilustrowano na poszczególnych wykresach (rys. 3–8). Podano również korelacje między wybranymi parametrami fizykochemicznymi odcieków składowiskowych (tab. 2). Zamieszczono tam również wartości średnie i odchylenie standardowe. Korelacje uznano za istotne jeżeli  $R > 0,8$ . Wówczas przykładowo azot ogólny silnie korelował z azotem amonowym i chlorkami, chlorki z siarczanami, sucha pozostałość ze związkami azotu, chlorkami oraz  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$ .

Poszczególne korelacje na rysunku 3 ilustrują przykładowe, skategoryzowane wykresy rozrzutu wraz z linią regresji, w danym przypadku  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$  i azotu amonowego. Naniesiono na nim również równanie regresji dla  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$ , które przyjmuje postać:

$$\text{ChZT}_{\text{Cr}} = 1208,6 + 9,9074 \cdot \text{azot amonowy} \quad (1)$$

Jak wynika z tych wykresów zawartość azotu amonowego wynosi w granicach od około 40 do 320 N-NH<sub>4</sub> mg/dm<sup>3</sup> co koreluje ze wskaźnikiem ChZT<sub>Cr</sub> w granicach od około 1000 do 3500 mgO<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>. Zawartość azotu amonowego rzutuje na wskaźnik chemicznego zapotrzebowania tlenu w odciekach składowiskowych. Na rysunku 4. naniesiono również równanie regresji dla suchej pozostałości, które przyjmuje postać:

$$\text{Sucha pozostałość} = 140,7 + 31,391 \cdot \text{azot amonowy} \quad (2)$$

Jak można zauważyć z rysunku 4. silne korelacje dla azotu amonowego występują głównie w przedziale od około 50 do 320 N-NH<sub>4</sub> mg/dm<sup>3</sup> a suchej pozostałości w granicach od 4000 do 5000 mg/dm<sup>3</sup>. Można sądzić, że w badanych odciekach jony amonowe tworzą szereg związków chemicznych, które mają wpływ na wartość suchej pozostałości. Skategoryzowany wykres rozrzutu wraz z linią regresji chlorków i azotu amonowego ilustruje rysunek 5. Poniżej zamieszczono równanie regresji dla jonów chlorkowych, które przyjmuje postać:

$$\text{Chlorki} = -548,1 + 8,9413 \cdot \text{azot amonowy} \quad (3)$$

Z analizy poszczególnych zależności zilustrowanych na tym rysunku wynika, że silne korelacje dla jonów chlorkowych występują głównie w przedziale od około 30 do 1100 Cl<sup>-</sup> mg/dm<sup>3</sup> a dla azotu amonowego w granicach od około 40 do 320 N-NH<sub>4</sub> mg/dm<sup>3</sup>. Można sądzić, że część chlorków obecnych w odciekach składowiskowych może występować w formie chlorku amonowego. Na rysunku 6. zilustrowano częstość występowania zmian odczynu pH w zależności od liczby obserwacji. Jak można zauważyć z tego rysunku, najczęściej obserwowane wartości pH w okresie badań kształtowały się na poziomie 7,2–7,6, wynosiła 7 a sumaryczna liczba obserwacji w zakresie 6,2–8,0 wynosiła 10. Na rysunku 7. zilustrowano częstość występowania wartości parametru przewodnictwa właściwego, które na przestrzeni 32 lat wahało się głównie w granicach od 3000 μS/cm do 13000 μS/cm. Stwierdzono przy tym 8 obserwacji o zbliżonych wielkościach, z wyjątkiem przewodnictwa właściwego na poziomie 7000 μS/cm, które dominowało w okresie badań.

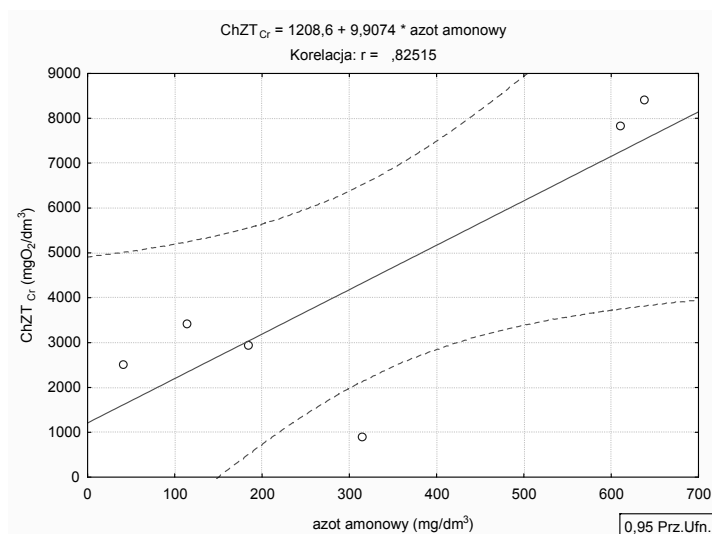
**Tabela 1.** Fizykochemiczny skład odcieków**Table 1.** Physico-chemical composition of leachate

Lp.	Oznaczenie	Wartości wskaźników zanieczyszczeń w kolejnych latach badań odcieków [mg/dm <sup>3</sup> ]									
		1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	2010	2011
1	pH	6,4	6,8	7,3	7,4	7,9	7,5	7,4	7,4	7,48	7,52
2	Utlenialność	352	172	195	422	1375	1420	375	420	-	-
3	BZT <sub>5</sub>	612	600	446	1228	2142	2087	786	680	-	-
4	ChZT <sub>Cr</sub>	752	832	790	2528	7832	8430	3438	2940	896	3191
5	Fosforany	56,0	76,0	16,3	21,3	20,8	19,5	25,9	36,0	-	-
6	Azot amonowy	15,0	18,4	12,2	40,0	610,0	638,0	113,5	183,3	123	785
7	Azot azotynowy	0,880	1,70	0,004	0,215	0,190	0,347	0,083	0,090	-	-
8	Azot azotanowy	24,0	16,7	0,20	1,57	17,75	18,31	0,96	0,80	-	-
9	Azot ogólny	-	-	-	105,2	510,5	358,7	180,4	300,0	150	981
10	Wapń	180,0	310,1	121,2	103,2	335,0	419,0	7,12	184,4	-	-
11	Magnez	42,6	62,3	10,5	3,2	159,5	224,5	2,92	34,8	-	-
12	Siarczany	247,0	310,1	197,2	125,0	210,0	189,1	130,7	103,0	24,6	-
13	Mangan	0,56	1,14	4,40	15,60	7,09	3,41	1,30	1,24	-	-
14	Chlorki	456,0	539,4	895,0	1103,5	5702,0	5476,0	820,0	500,0	37	-
15	Żelazo ogólne	60,0	49,4	80,1	9,7	14,0	18,9	7,8	10,0		
16	Potas	766,0	243,1	43,4	-	140,1	280,0	31,1	53,1	-	-
17	Lotne kwasy	-	-	-	406	491	338	136	402	-	-
18	Fenole	-	-	-	-	-	76,0	67,1	54,2	-	-
19	Przewodność	-	-	3420	8120	7981	10140	12120	11350	9930	9770
20	Potencjał redox	-	0,052	-0,100	-0,150	-0,194	-0,250	-0,190	-0,220	-	-
21	Suma węglow.	-	-	-	-	6,00	6,60	4,25	5,30	-	-
22	Pozostałość po suszeniu	2550	3140	3424	3787	21225	20285	3947	5216	4300	2793
23	Pozostałość po prażeniu	2080	2220	2176	2806	13047	12739	2509	2848	-	-
24	Straty prażenia	470	920	1248	1181	8178	7546	1438	2368	-	-
25	BZT <sub>5</sub> /ChZT <sub>Cr</sub>	0,81	0,72	0,56	0,49	0,27	0,25	0,23	0,23	-	-



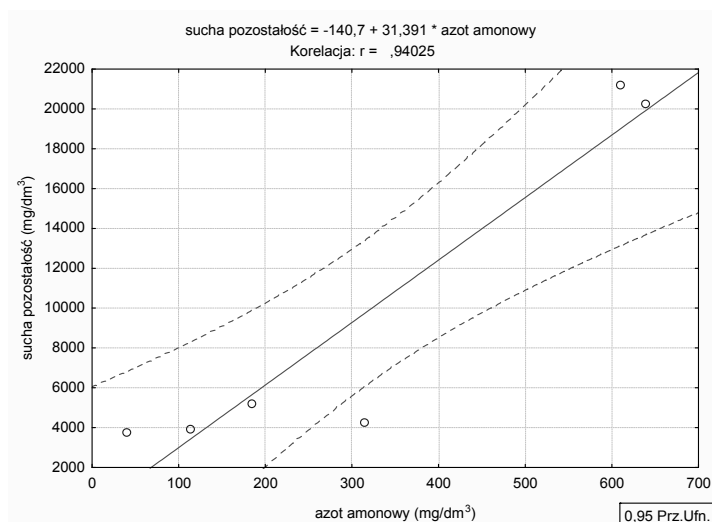
**Tabela 2.** Korelacje; oznaczone współczynniki korelacji są istotne z  $p < 0,05000$ ,  $N = 6$   
**Table 2.** Correlations; the determined correlation coefficients are significant with  $p < 0,05000$ ,  $N = 6$

	Średnia	Odczyl. std.	pH	Przewodność	Azot amonowy	Azot ogólny	Chlorki	Fosfor ogólny	Siarczany	Sucha pozostalość	ChZT <sub>Cr</sub>
pH	-	<b>0,20</b>	1,000000	-0,345611	0,701875	0,796707	0,784468	-0,142865	0,692359	0,794901	0,703298
Przewodność	<b>9492</b>	<b>1999</b>	-0,345611	1,000000	-0,247630	-0,149931	-0,138384	0,759218	0,171009	-0,161703	0,085843
Azot amonowy	<b>316,4</b>	<b>254,9</b>	0,701875	-0,247630	1,000000	0,972269	0,876075	-0,345221	0,565933	0,940252	0,825153
Azot ogólny	<b>587</b>	<b>398</b>	0,796707	-0,149931	0,972269	1,000000	0,907102	-0,155382	0,674975	0,964675	0,877742
Chlorki	<b>2273</b>	<b>2593</b>	0,784468	-0,138384	0,876075	0,907102	1,000000	-0,168513	0,879020	0,985048	0,974619
Fosfor ogólny	<b>8,1</b>	<b>2,9</b>	-0,142865	0,759218	-0,345221	-0,155382	-0,168513	1,000000	0,190831	-0,183888	0,006272
Siarczany	<b>130,4</b>	<b>65,9</b>	0,692359	0,171009	0,565933	0,674975	0,879020	0,190831	1,000000	0,806274	0,921568
Sucha pozostalość	<b>9793</b>	<b>8510</b>	0,794901	-0,161703	0,940252	0,964675	0,985048	-0,183888	0,806274	1,000000	0,954493
ChZT <sub>Cr</sub>	<b>4344</b>	<b>3060</b>	0,703298	0,085843	0,825153	0,877742	0,974619	0,006272	0,921568	0,954493	1,000000



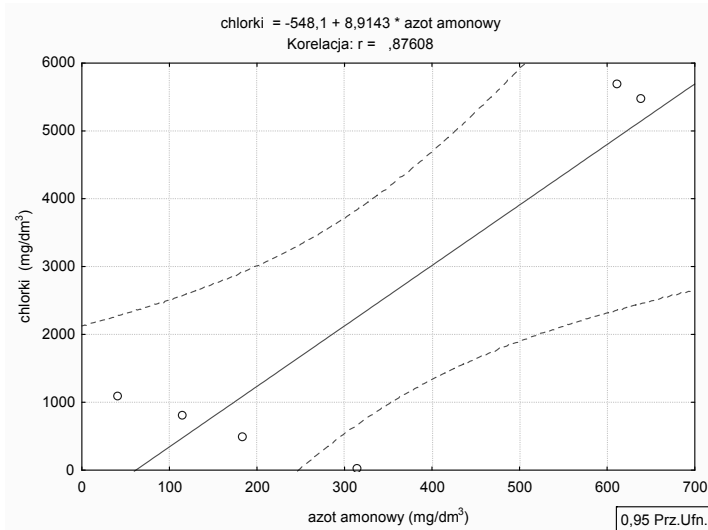
**Rys. 3.** Skategoryzowany wykres rozrzutu wraz z linią regresji dla ChZT i azotu amonowego

**Fig. 3.** Categorized graph of dispersion with the regression line for COD and ammoniacal nitrogen



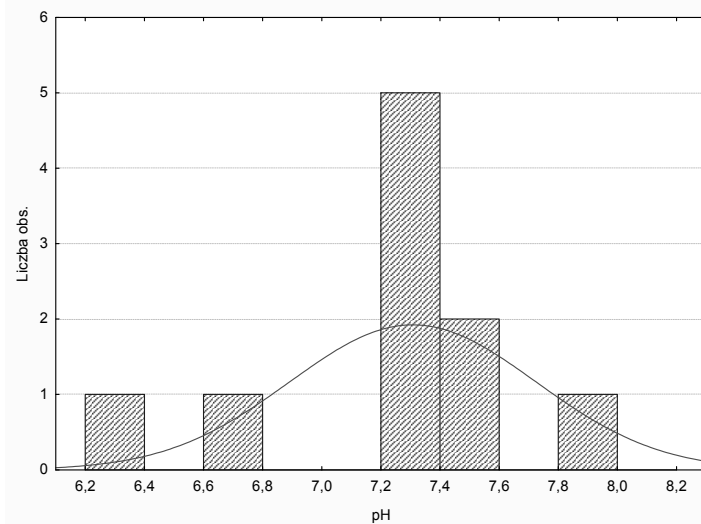
**Rys. 4.** Skategoryzowany wykres rozrzutu wraz z linią regresji dla suchej pozostałości i azotu amonowego

**Fig. 4.** Categorized graph of dispersion with the regression line for dry residue and ammoniacal nitrogen



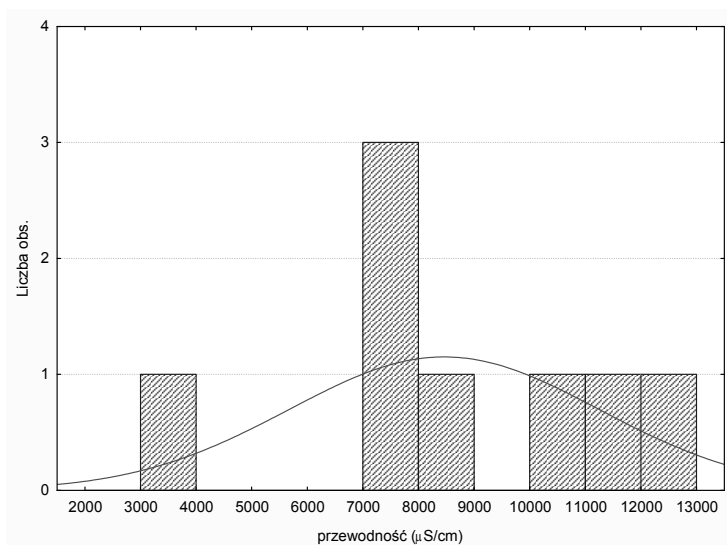
**Rys. 5.** Skategoryzowany wykres rozrzutu wraz z linią regresji dla chlorków i azotu amonowego

**Fig. 5.** Categorized graph of dispersion with the regression line for chlorides and ammoniacal nitrogen



**Rys. 6.** Histogram zbiorczy odczynu pH badanych odcieków z lat 1979–2011

**Fig. 6.** Histogram summary of pH of tested leachate from years 1979–2011



Rys. 7. Histogram zbiorczy na podstawie danych z lat 1979–2011

Fig. 7. Histogram summary based on date from years 1979–2011

#### 4. Wnioski

Z przeprowadzonych badań odcieków składowiskowych wynika, że wykonane na terenie składowiska zabiegi techniczne w postaci: stałego zagęszczania odpadów, tworzenia przesypek poszczególnych warstw, odgazowania składowiska, częściowej rekultywacji kwater oraz deponowania tam odpadów częściowo wysegregowanych, wpłynęły znacząco na zmianę składu fizykochemicznego odcieków w ciągu 32. lat jego eksploatacji, w tym:

- nastąpił zauważalny wzrost wartości odczynu pH, co sprzyja procesom wytrącania niektórych zanieczyszczeń mineralnych, w tym metali ciężkich,
- obniżyło się stężenie związków fosforu występujących głównie w postaci fosforanów, co można tłumaczyć procesami strącania oraz sedymentacji tych związków z odcieków,
- nastąpił wyraźny wzrost stężenia azotu amonowego w poszczególnych latach eksploatacji składowiska, w stosunku do okresu początkowego, co świadczy o zmianie warunków utleniająco-redukcyjnych, występujących w generowanych odciekach. Największą wartość po-

tencjału redox odnotowano po czwartym i piątym roku eksploatacji obiektu. Sprzyja to generowaniu gazu składowiskowego, który wykorzystywany jest na terenie składowiska do produkcji energii elektrycznej,

- nadal utrzymuje się wysoki poziom stężenia chlorków w odciekach składowiskowych. Tym niemniej w stosunku do 1983 i 1984 roku, obserwuje się w ostatnich latach 10-krotnie mniejsze stężenie tych zanieczyszczeń w badanym ośrodku,
- obecność zanieczyszczeń mineralnych rzutuje na utrzymującą się podwyższoną wartość suchej pozostałości oraz wysokie przewodnictwo właściwe,
- wskazane są monitoringowe badania odcieków składowiskowych, umożliwiające podejmowanie skutecznych decyzji w kwestii ich oczyszczania,
- zabiegi techniczne podejmowane w kwestii składowiskowego sposobu unieszkodliwiania odpadów komunalnych przyniosły pozytywny skutek, wyrażony generowaniem odcieków zawierających obecnie zdecydowanie mniej zanieczyszczeń niż w latach poprzednich.

## Literatura

1. **Błaszczak T., Górski J.:** *Odpady a problemy zagrożenia i ochrony wód podziemnych*. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa 1996.
2. **Epstein E.:** *The science of composting* CH-4055 Basel, Switzerland, 1997.
3. **Hopfield J.J., Tank D.W.:** *Neural computation of decisions in optimization problems*. Biolog. Cybern., 1985.
4. **Hopfield J.J., Tank D.W.:** *Computing with neural network circuits....* . *Science*, vol. 233, 1986.
5. **Kempa E.S.:** *Gospodarka odpadami miejskimi*. Arkady. Warszawa 1983.
6. **Koda E.:** *Rekultywacja starych wysypisk odpadów komunalnych*. Materiały III Międzynarodowego Forum Gospodarki Odpadami: Techniczne i społeczne aspekty gospodarki odpadami. Poznań. 1999.
7. **Kohonen T.:** *Self-organization and associative memory*. Berlin, Springer-Verlag, 1984.
8. **Rowe R.K.:** *Leachate characteristics for MSW landfills*. Fifth International Landfill Symposium. Cagliari. 1995.
9. **Rumelhart D.E., Hinton G.E., Williams R.J.:** *Learning internal representation by error propagation*. in Rumelhart D.E., McClelland J.L.: *Parallel Distributed Processing*. Cambridge, MIT Press, 1986.

10. **Sobczyński T., Siepak J.:** *Aspekty metodyczne ekstrakcji sekwencyjnej metali osadów dennych.* Materiały VII konf. Gospodarka odpadami komunalnymi. Kołobrzeg maj 2001.
11. **Szpadt R.:** *Wysypiska odpadów komunalnych charakterystyka odcieków.* COIB Biuletyn Informacyjny Budownictwa nr 4, 1988.
12. **Szymański K., Siebielska I.:** *Usage of PTI Method for Evaluation of Land-fill Leachate Influence on Underground Waters.* Materiały Konferencyjne Sympozjum: Forum Chemiczne 2000. Warszawa 2000.
13. **Szymański K.:** *Migracja odcieków z wysypisk odpadów komunalnych w gruncie.* Wydawnictwo uczelniane WSiInż. Koszalin 1987.
14. **Szymański K., Ewertowska Z., Sidelko R.:** *Gospodarka odpadami komunalnymi w zlewni rzeki.* Wyd. Politechniki Koszalińskiej. Koszalin 1996.
15. **Żygadło M.:** *Strategia gospodarki odpadami komunalnymi.* Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych. Poznań 2001.

## **Transformations of Leachate as a Result of Technical Treatment at Municipal Waste Landfills**

### **Abstract**

Research on landfill leachate proves that technical activities conducted on the site of the landfill of municipal waste: permanent compaction of waste, making strata between individual layers of waste, landfill degassing, partial reclamation of landfill quarters and landfilling of partially segregated waste, had a significant impact on change of physico-chemical composition of leachates over 32 years of its operation.

It was found that there was a noticeable increase of pH which favours processes of elimination of certain mineral impurities including heavy metals.

Concentration of phosphorus compounds occurring mainly in the form of phosphates decreased which can be explained by processes of precipitation and sedimentation of those compounds in leachates.

There was a substantial increase in the concentration of ammonia nitrogen in individual years of the operation of the landfill in relation to the initial period, which shows the clear nature of reduction conditions in the generated leachate.

Maximum concentrations of this parameter was noted after the fourth and fifth year of operation of the object.

This promotes generation of landfill gas, which is used on the landfill site to produce electricity.

There is still a high level of concentration of chlorides in landfill leachates.

However, in relation to the 1983 and 1984 years, much lower concentrations of those pollutants in the evaluated medium is observed in the recent years. Presence of mineral impurities impacts on the sustaining increased parameters of dry residue and high conductivity.

It should be noted that all forms of technical activities undertaken in the issue of landfill method of municipal waste disposal have a positive effect in generation of leachates containing currently far less pollutants than in previous years. It is necessary to conduct field monitoring of landfill leachates, permitting effective decisions regarding their treatment.



## **Wpływ budowli hydrotechnicznych na renaturyzację gospodarki wodnej Polderu Zagórów**

*Czesław Przybyła*

*Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

*Albert Malinger*

*Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej Oddział w Poznaniu*

*Karol Mroziak*

*Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

### **1. Wstęp**

Przepusty wałowe są zasadniczym elementem obwałowania przeciwpowodziowego i jako budowle hydrotechniczne zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 20 kwietnia 2007 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budowle hydrotechniczne i ich usytuowanie [Dz. U. z 2007 r. nr 86, poz. 579] służą gospodarce wodnej oraz kształtowaniu zasobów wodnych i korzystaniu z nich.

Zmiana filozofii ochrony przeciwpowodziowej wynikająca m.in. z Ramowej Dyrektywy Wodnej umożliwia wprowadzenie w system obwałowań przeciwpowodziowych nowych przepustów. Przepusty zaopatrzone w zamknięcia umożliwiające regulację przepływu wody ułatwiają dopływ i odpływ wody do systemu urządzeń hydrotechnicznych, a następnie rozprowadzenie jej na obszar docelowych rozlewisk w obrębie najważniejszych siedlisk przyrodniczych w dalszej kolejności jej odpływ w kierunku rzeki. Ponadto przepusty umożliwiają migrację drobnych zwierząt. Wymienione zadania nie mogą być realizowane poprzez przepusty zaopatrzone tylko w klapę zwrotną [10].



W związku z prośrodowiskowymi funkcjami budowa nowych przepustów może być realizowana w ramach prac kompensacyjnych. Przykładem takiej inwestycji są prace kompensacyjne w Dolinie Środkowej Warty wykonane przez Generalną Dyрекcję Dróg Krajowych i Autostrad w wyniku zobowiązań nałożonych w decyzji wydanej przez Wojewodę Wielkopolskiego z dnia 26 lipca 2006 r. o środowiskowych uwarunkowaniach zgody na realizację przedsięwzięcia polegającego na budowie autostrady A2 na odcinku Koło – Dąbie.

W pracy przedstawiono analizę wpływu wybudowanych w ramach prac kompensacyjnych przepustów wałowych P7 i P8 na gospodarkę wodną Polderu Zagórów.

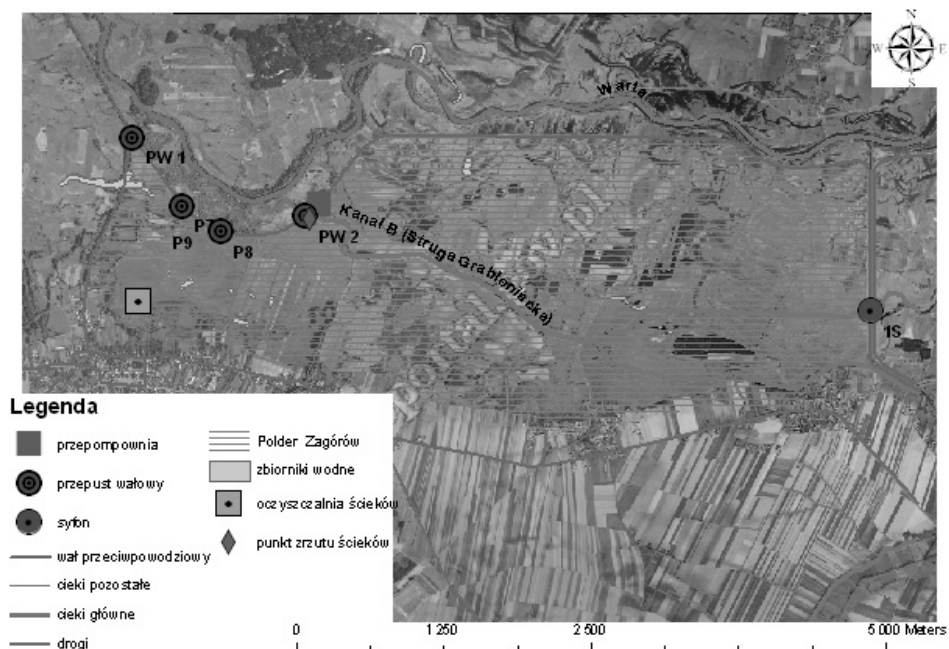
## 2. Charakterystyka terenu badań

Polder Zagórów stanowi część Doliny Warty na odcinku Konin – ujście rzeki Proсны. Jest to lewostronna część doliny przylegająca do Warty w km 372+500 – 380+300. Omawiamy obszar ograniczony jest od strony zachodniej drogą powiatową Zagórów – Łąd, północnej – rzeką Wartą, wschodniej – korytem rzeki Czarnej Strugi, a od południowej – stromym stokiem pomiędzy wsią Kopoyno i miastem Zagórów. Administracyjnie Polder Zagórów należy do Gminy Zagórów, w powiecie słupeckim.

Na polderze zlokalizowana jest przepompownia odwadniająca w km 374+100 Warty na jej lewym brzegu w odległości 20 m od osi wału przeciwpowodziowego oraz 100 m od osi starego koryta Czarnej Strugi (obecna nazwa ciek – Kanał B (Struga Grabienicka) w miejscowości Oleśnica Folwark. Kanał B (Struga Grabienicka) oraz stare koryto Czarnej Strugi to główne cieki odprowadzające wody powierzchniowe z Polderu Zagórów. Górny odcinek Kanału B (Strugi Grabienickiej) dodatkowo przejmuje spływy wód z Polderu Taraszewo syfonem (1 S 2 x Ø 1200) pod rzeką Czarna Struga. Kanał odpływowy posiada ujście do rzeki Warty w km 374+100. Ciek podstawowy Kanał B (Struga Grabienicka) jest także w km 0+070 odbiornikiem oczyszczonych ścieków komunalnych z oczyszczalni ścieków zlokalizowanej w miejscowości Zagórów (Rys. 1).

W ramach kompensacji na Polderze VI Zagórów wybudowano dwa przepusty w wale przeciwpowodziowym: P7 – [3x Ø 1200] w km 373+600 rzeki Warty i P8 – [3x Ø 1200] w km 374+000 (Tab. 1) [7, 9].

Ponadto na omawianym terenie zlokalizowane są istniejące wcześniej przepusty wałowe PW2 [2 x Ø 1200] i PW1 [1 x Ø 1200] zaopatrzone w kłapy zwrotne, przez które dotychczas odpływał nadmiar wód z polderu po zaprzestaniu odwadniania mechanicznego, wylot z oczyszczalni ścieków (Ø 100 zaopatrzonej w kłapę zwrotną) do Kanału B (Struga Grabienicka) oraz rurociąg doprowadzający ścieki z gminnej oczyszczalni w Zagórowie, syfon [2 x Ø 1200] pod rzeką Czarna Struga łączący Polder Tarszewo i Polder Zagórow [6].



**Rys. 1.** Lokalizacja nowowzbudowanych przepustów P7 i P8 oraz pozostałych obiektów hydrotechnicznych: przepustów wałowych PW2 i PW1, syfonu 1 S [2 x Ø1200] oraz przepompowni i oczyszczalni ścieków na tle Polderu Zagórow

**Fig. 1.** Localization of the new built P7 and P8 culverts and the remaining hydrotechnical objects: embankment culverts PW2 and PW1, drain trap 1 S (2 x Ø 1200) and the pumping station and sewage treatment plant in the landscape of Zagórow Polder

**Tabela. 1.** Charakterystyka parametrów technicznych przepustów  
**Table 1.** Characteristics of the technical parameters of culverts

Parametr	P7	P8
Lokalizacja w stosunku do rzeki Warty	km 373+600	km 374+000
Średnica światła przepustu w mm	3 x Ø1200	3 x Ø1200
Rzędna dna w m n. p. m.	75,50	75,70
Max PP	zależny od poziomu wody w Warcie	
NPP	nieokreślony, przepływ swobodny, zależny od poziomu wody w Warcie	
Min PP	może wystąpić brak przepływu	
Wysokość piętrzenia	może dojść do rzędnej 77,70 m n. p. m. zarówno dla zamkniętych jak i otwartych zastawek	
Max. przepływ powodziowy	ok. 7,7 m <sup>3</sup> /s	ok. 7,3 m <sup>3</sup> /s
Dopuszczalne prędkości obniżania i podwyższania poziomów wody na górnym i dolnym stanowisku	Zastawki umożliwiające regulacje przepływu wody	
Zagrożenia i uwarunkowania w gospodarowaniu wodą występujące przy obniżeniu poziomu piętrzenia poniżej MinPP	nie występują	

Dolinę Środkowej Warty charakteryzuje reżim wód z regularnym wezbraniem roztopowym – wiosennym i nieregularnym – letnim. Wielkość i dynamika rocznych przepływów charakteryzuje się naturalną zmiennością w cyklu tzw. lat mokrych i suchych. Na skutek wybudowania zbiornika zaporowego Jeziorsko zmianie uległ naturalny reżim hydrologiczny Warty, co spowodowało szereg zmian siedliskowych.

### 3. Metodyka

Do obliczeń wykorzystano model matematyczny umożliwiający przeprowadzenie obliczeń transformacji fali wezbraniowej, który dodatkowo wzbogacony został m. in. o moduł umożliwiający przeprowadzanie obliczeń przepływu wody poprzez urządzenia wodne takie jak przepusty,

przelewy, pompownie czy zbiorniki. Model ten zbudowano na podstawie zdigitalizowanych punktów sieci rzecznej i dowiązanych do niej poprzez kilometrą, przekrojów poprzecznych rzeki. Punkty sieci rzecznej zdigitalizowano bezpośrednio na wprowadzonym podkładzie rastrowym map topograficznych danego obszaru oraz dodatkowo wykorzystano bazę danych punktów XY z cyfrowych warstw wektorowych.

Wszystkie obliczenia przeprowadzono na modelu jednowymiarowym Mike11 Duńskiego Instytutu Hydrologii uwzględniającym układ równań ciągłości i zachowania pędu Saint Venant'a [1, 3, 8]:

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial t} = q \quad (1)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial \left( \alpha \frac{Q^2}{A} \right)}{\partial x} + gA \frac{\partial h}{\partial x} + \frac{gQ|Q|}{C^2 AR} = 0 \quad (2)$$

gdzie:

- Q – wielkość przepływu [ $\text{m}^3/\text{s}$ ],
- A – powierzchnia przekroju czynnego [ $\text{m}^2$ ],
- q – dopływ boczny rozłożony na jednostkę długości [ $\text{m}^2/\text{s}$ ],
- h – wysokość zwierciadła wody względem wybranego punktu odniesienia [m],
- C – współczynnik prędkości do wzoru Chezy,
- R – promień hydrauliczny [m],
- $\alpha$  – współczynnik korygujący dla niejednostajnego rozkładu prędkości w przekroju,
- g – przyspieszenie ziemskie [ $\text{m}/\text{s}^2$ ],
- t – czas [s].

Do obliczeń przepływu wody przez przepust wałowy służy poniższe równanie:

$$Q = A \sqrt{\frac{2g(H - z)}{\xi_1 + \xi_f + 1}} \quad (3)$$

gdzie:

- A – całkowita powierzchnia przekroju przepustu [ $\text{m}^2$ ],

$g$  – przyspieszenie ziemskie [ $\text{m/s}^2$ ],

$H$  – wysokość energii od strony wody górnej [m],

$z$  – wysokość spodu przepustu od strony wody dolnej [m],

$$\xi_1 = 0.5 \left( 1 - \frac{A_s}{A_1} \right), \text{ współczynnik strat na wlocie do przepustu,}$$

gdzie  $A_s$  – całkowita powierzchnia przekroju przepustu po stronie dopływającej wody,  $A_1$  – powierzchnia przekroju kanału w miejscu lokalizacji przepustu,

$$\xi_f = \frac{2gLn^2}{R^{4/3}}, \text{ współczynnik strat na długości, w oparciu o równa-}$$

nie Manninga, gdzie  $L$  – długość obliczeniowa przepustu [m],  $n$  – współczynnik Manninga [ $\text{s} \cdot \text{m}^3$ ],  $R$  – promień hydrauliczny dla strumienia w przepuszczeniu [m].

Przed przystąpieniem do obliczeń docelowych, przygotowany model uwzględniający odcinek od Konina do miejscowości Pyzdry poddano procesowi kalibracji. Analiza wezbrań historycznych wykazała, że jednym z największych wezbrań ostatnich lat była powódź, która wystąpiła w lipcu 1997 roku [5]. Ponadto podczas powodzi z 1997 roku, infrastruktura techniczna oraz zabudowa doliny Konińsko-Pyzderskiej była podobna do aktualnej. Fakt ten spowodował, że dane o fali z 1997 roku zastosowano do kalibracji modelu.

W przypadku polderu Zagórów, nie prowadzono regularnych obserwacji hydrologicznych, a uwzględnione dane uzyskano w Wielkopolskim Zarządzie Melioracji i Urządzeń Wodnych, Rejonowy Oddział w Koninie oraz w Regionalnym Zarządzie Gospodarki Wodnej w Poznaniu.

W kolejnym kroku zdefiniowano warunki brzegowe modelu. W celu sformułowania górnego warunku brzegowego wykorzystano dane z powodzi, która wystąpiła w 1997 roku. Dolny warunek brzegowy stanowiła krzywa konsumpcyjna zdefiniowana na wysokości mostu drogowego w miejscowości Pyzdry [4, 2].

Powyższe dane pozwoliły na przeprowadzenie procedury związanej z uruchomieniem i kalibracją modelu. W celu skalibrowania modelu, odpowiedniej korekcy poddano współczynniki szorstkości  $n$ , charakteryzujące stopień zarastania doliny oraz koryta głównego rzeki w przekrojach obliczeniowych. Procedurę weryfikacji współczynników  $n$  powta-

rzano do momentu otrzymania zbieżności hydrogramów modelowych, z hydrogramami pochodzącymi z odczytu na wodowskazie w Koninie – Sławsku oraz wodowskazie zlokalizowanym w Łądzie przy jednoczesnym zachowaniu poprawnych wielkości przepływów. Dodatkowo wykorzystano informacje o położeniu maksymalnego poziomu zwierciadła wody podczas powodzi w pobliżu przepustów, zlokalizowanych w wale przeciwpowodziowym polderu Zagórów.

#### **4. Wyniki badań**

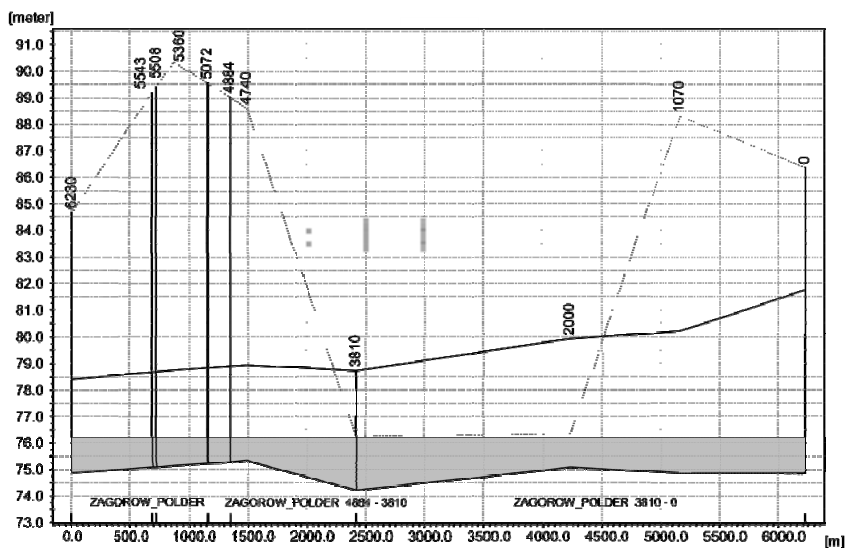
W pierwszym badaniu określono przebieg położenia zwierciadła wody na Polderze Zagórów podczas przemieszczania się wezbrania doliną rzeki Warty, wraz z przepływem maksymalnym o prawdopodobieństwie przewyższenia  $p = 10\%$ . Zbadano także możliwości sterowania napełnianiem polderu, określono wydatek przepustów P7 oraz P8 otwartych w 50%, określono objętość wody, która wpłynęła na polder oraz określono czas opróżniania polderu przy otwartych przepustach P7 i P8 oraz otwartych przepustach PW1 i PW2.

W obliczeniach przyjęto następujące warunki brzegowe:

- przepływ na Warcie w przekroju Konin  $Q = 10\% = 488 \text{ m}^3/\text{s}$ ,
- wprowadzono hydrogram hipotetyczny ustalony na podstawie wezbrań historycznych, o kulminacji  $488 \text{ m}^3/\text{s}$ ,
- podczas napełniania przepusty P7 oraz P8 były otwarte w 50%, z kolei przepusty PW1 i PW2 zamknięte,
- po napełnieniu polderu, rozpoczęło się opróżnianie, podczas którego otwarto przepusty P7 i P8 oraz PW1 i PW2 w 100%.

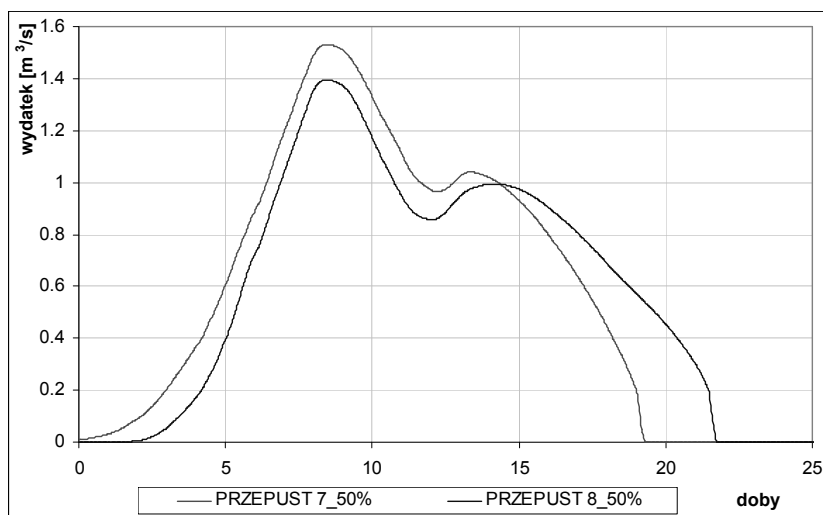
Badanie obejmowało przebieg napełniania polderu Zagórów przez otwarty w 50% przepust P7 oraz przepust P8. Nie uwzględniano dopływu ze zlewni własnej Kanału B (Strugi Grabienickiej) oraz pracy przepompowni. Po osiągnięciu maksymalnego poziomu wody na polderze, zwierciadło wody w dolinie Warty zaczęło się obniżać co również przełożyło się na sytuację na polderze, gdzie zwierciadło wody również zaczęło się obniżać. Podczas gdy na polderze zwierciadło wody osiągnęło stan maksymalny przepusty P7 i P8 oraz PW1 i PW2 otwarto w 100% (Rys. 2–5).

Etap I – napełnianie polderu – P7 i P8 otwarte w 50%, przepust PW1 i PW2 zamknięte



Rys. 2. Położenie zwierciadła wody na polderze dla  $Q = 10\%$

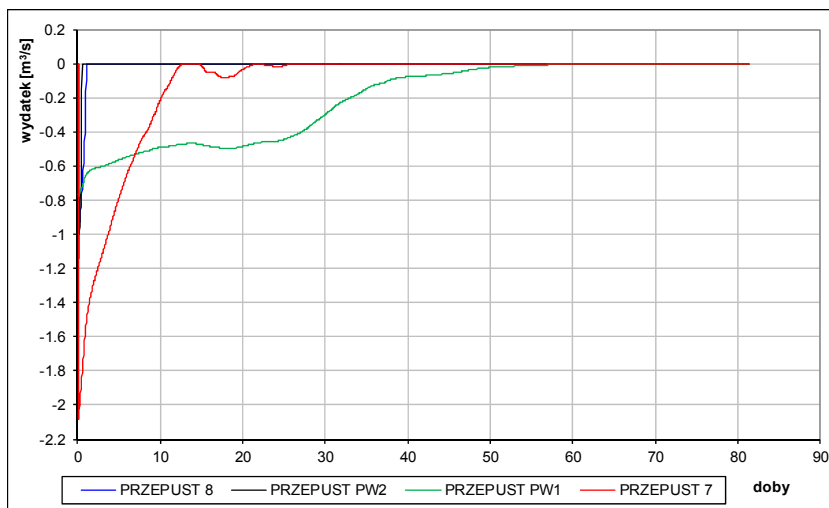
Fig. 2. Localization of water level in the polder for  $Q = 10\%$



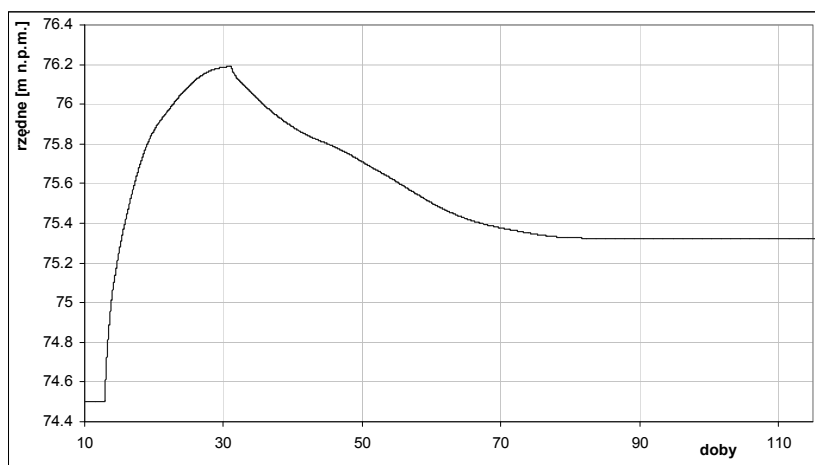
Rys. 3. Wydatek przepustów P7 i P8 w czasie napełniania polderu

Fig. 3. Capacity of the P7 and P8 culverts during polder filling

Etap II – opróżnianie polderu – P7, P8 oraz PW1 i PW2 otwarte w 100%



**Rys. 4.** Wydatek przepustów P7, P8, PW1 i PW2 w czasie opróżniania polderu  
**Fig. 4.** Capacity of P7, P8, and PW1, PW2 culverts during polder emptying



**Rys. 5.** Przebieg napełniania polderu dla  $Q = 10\%$ , P7 i P8 – otwarte 50%, PW1 i PW2 – zamknięte oraz opróżniania polderu – P7, P8, PW1 i PW2 otwarte w 100%  
**Fig. 5.** The course of polder filling for  $Q = 10\%$ , P7 and P8 culverts – open in 50%, PW1 and PW2 culverts – closed, polder emptying – P7, P8, PW1 and PW2 culverts open in 100%



Przy przemieszczaniu się w dolinie Warty wezbrania o  $p = 10\%$  oraz otwartych przepustach P7 i P8 w 50%, woda zalewa Polder do rzędnej 76,19 m n.p.m, tj. o 19 cm wyżej niż dla wezbrania o  $p = 10\%$  wraz z otwartym jednym przepustem P7. Wydatek maksymalny przepustu P7 wyniósł  $1,54 \text{ m}^3/\text{s}$ , natomiast przepustu P8 wyniósł  $1,40 \text{ m}^3/\text{s}$ . Czas wypełniania polderu do rzędnej maksymalnej 76,19 m n.p.m. wyniósł 18 dni (Rys. 3). W tym okresie na polder wpłynęło około  $2,5 \text{ mln m}^3$  wody. Z kolei czas grawitacyjnego opróżniania polderu, przy całkowicie otwartych przepustach P7, P8 oraz PW1 i PW2 wynosi ok. 3 miesiące. (Rys. 4. i 5). Wydatek ten maleje wraz z obniżaniem się poziomu wody, odwrotnie niż przy napełnianiu. Maksymalne wartości przepływów przez przepusty wynoszą dla P7 ok.  $2,1 \text{ m}^3/\text{s}$ , dla P8 ok.  $0,9 \text{ m}^3/\text{s}$ , dla PW1 ok.  $0,75 \text{ m}^3/\text{s}$ , PW2 ok.  $1,0 \text{ m}^3/\text{s}$ , przy czym wartości te dla P8 i PW2 występują tylko w pierwszych godzinach opróżniania polderu. Sytuacja taka ma miejsce ze względu na wysokie stany wody w międzywalu rzeki Warty (Rys. 4).

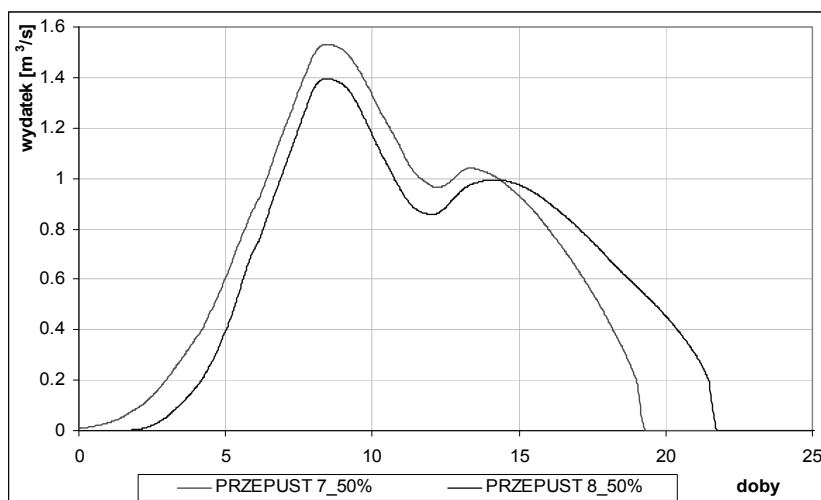
W drugim wariantcie badań określono przebieg położenia zwierciadła wody na Polderze Zagórów podczas przemieszczania się wezbrania doliną rzeki Warty, wraz z przepływem maksymalnym o prawdopodobieństwie przewyższenia  $p = 10\%$ . Zbadano także możliwości sterowania napełnianiem polderu, określono wydatek przepustów P7 oraz P8 otwartych w 50%, określono objętość wody, która wpływa na polder przez otwarte przepusty oraz określono czas opróżniania polderu przy włączonej przepompowni odwadniającej.

W obliczeniach przyjęto następujące warunki brzegowe:

- przepływ na Warcie w przekroju Konin  $Q = 10\% = 488 \text{ m}^3/\text{s}$ ,
- wprowadzono hydrogram hipotetyczny ustalony na podstawie wezbrań historycznych, o kulminacji  $488 \text{ m}^3/\text{s}$ ,
- podczas napełniania polderu przepusty P7 i P8 otwarte w 50%, przepusty PW1 i PW2 zamknięte,
- po napełnieniu polderu, gdy rozpoczęło się opróżnianie, przepusty P7, P8, PW1 i PW2 zamknięte oraz włączono przepompownię odwadniającą o wydatku całkowitym  $5,16 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Badanie obejmowało przebieg napelniania Polderu Zagórów przez otwarte w 50% przepusty P7, P8. Przepusty PW1 oraz PW2 pozostawały zamknięte. Nie uwzględniano dopływu ze zlewni własnej Kanału B (Strugi Grabienickiej B). Po osiągnięciu maksymalnego poziomu wody na polderze podczas badania, włączono przepompownię odwadniającą o wydatku 5,16 m<sup>3</sup>/s. Zamknięto przepusty P7 i P8, aby obniżający się poziom wody wskutek pompowania, nie powodował wtórnego napływu wody przez przepusty P7 i P8. Przepusty PW1 i PW2 (ze względu na szybciej obniżające się zwierciadło wody na polderze niż na terenie zalewowym Warty) pozostawały zamknięte (Rys. 6–7).

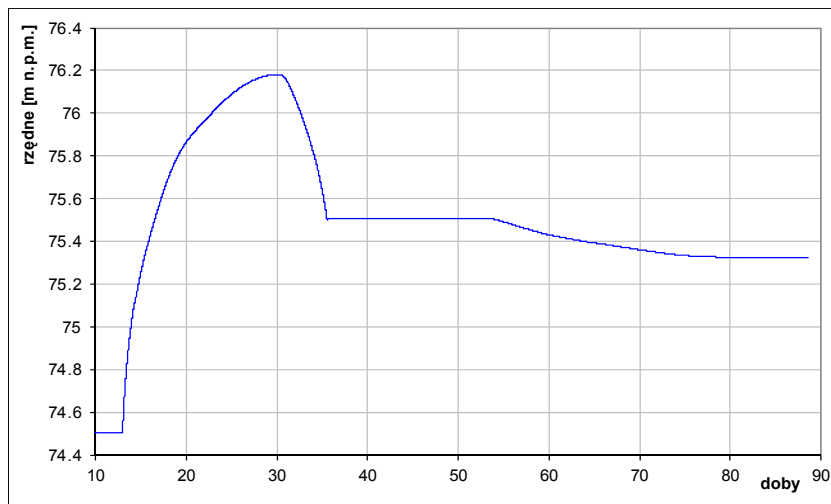
Etap I – napelnianie polderu – przepusty P7 i P8 otwarte w 50%, przepusty PW1 i PW2 zamknięte



**Rys. 6.** Wydatek przepustu P7 i P8 w czasie napelniania polderu

**Fig. 6.** Capacity of P7 and P8 culverts during polder filling

Etap II – opróżnianie polderu – po wypełnieniu polderu włączona została pompownia.



**Rys. 7.** Przebieg napelniania polderu dla  $Q = 10\%$ ; P7 i P8 – otwarty 50% oraz opróżniania polderu – włączona przepompownia o wydatku  $5,16 \text{ m}^3/\text{s}$ , po osiągnięciu rzędnej  $75,50 \text{ m n.p.m.}$  pompowanie wyłączone i zrzut wyłącznie poprzez przepusty

**Fig. 7.** During the course of polder filling for  $Q = 10\%$ , P7 and P8 culvert open in 50%, During polder emptying - the pumping station with  $5.166 \text{ m}^3/\text{s}$ , after reaching the level of  $75.50 \text{ m o.s.l.}$  – switched off and discharge only through culverts

Podczas przemieszczania się w dolinie Warty wezbrania wraz z przepływem maksymalnym o prawdopodobieństwie przewyższenia  $p = 10\%$  oraz otwartych przepustach P7, P8 w 50% i zamkniętych przepustach PW1, PW2 woda zalewa polder do rzędnej  $76,19$ , tj. o  $19 \text{ cm}$  wyżej niż dla wezbrania o  $p = 10\%$  wraz z otwartym jednym przepustem P7. Wydatek maksymalny przepustu P7 wyniósł dla zadanych warunków  $1,54 \text{ m}^3/\text{s}$ , natomiast przepustu P8 –  $1.40 \text{ m}^3/\text{s}$ . Czas wypełniania polderu do rzędnej maksymalnej  $76,19 \text{ m n.p.m.}$  wyniósł 18 dni (Rys. 6). W tym czasie na polder wpłynęło około  $2,5 \text{ mln m}^3$  wody. Z kolei czas opróżniania polderu, po uruchomieniu przepompowni odwadniającej o wydatku  $5,16 \text{ m}^3/\text{s}$  tj. od chwili osiągnięcia rzędnej maksymalnej ( $76,19 \text{ m n.p.m.}$ ) do czasu, gdy zwierciadło wody osiągnęło rzędną  $75,50 \text{ m}$

n.p.m. wyniósł 5 dni (Rys. 7). W dalszym etapie przepompownia została wyłączona i otwarto przepusty P7, P8, PW1 i PW2 w 100% – polder był opróżniany tylko poprzez przepusty, a całkowity czas opróżniania poleru wyniósł ponad 60 dni.

Po wyłączeniu przepompowni zwierciadło wody pozostawało na niezmiennym poziomie ze względu na wolno opadające zwierciadło wody w rzece Warcie, które przewyższało przez jeszcze ok. 15 dni zwierciadło wody na polderze. Odpływ nastąpił, gdy zwierciadło wody od strony międzywała Warty uległo obniżeniu względem poziomu wody na polderze. Odpływ następował tylko za pośrednictwem przepustu PW1 z maksymalnym wydatkiem ok.  $0,4 \text{ m}^3/\text{s}$ , co spowodowane było wyższym położeniem zwierciadła wody od strony międzywała w porównaniu ze zwierciadłem wody na polderze w przypadku pozostałych przepustów.

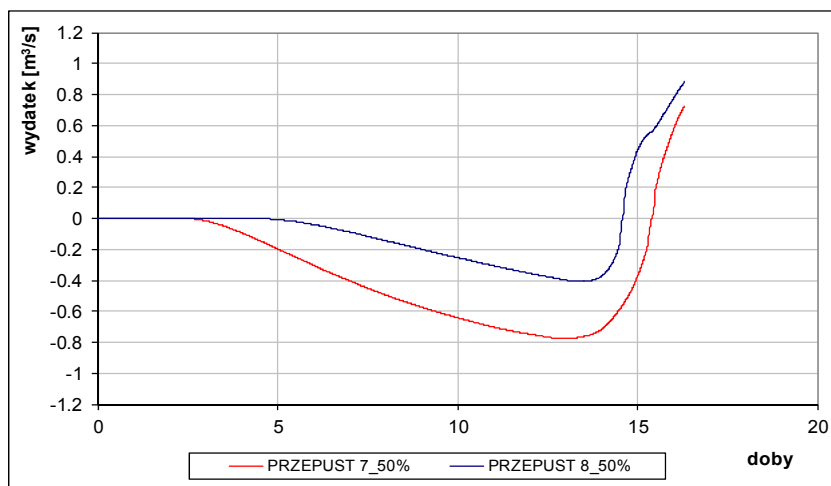
W trzecim wariantcie określono przebieg położenia zwierciadła wody na Polderze Zagórów podczas przemieszczania się wezbrania dolną rzeki Warty, wraz z przepływem maksymalnym o prawdopodobieństwie przewyższenia  $p = 10\%$ . Zbadano także możliwości sterowania napełnianiem polderu, określono wydatek przepustów P7 oraz P8 otwartych w 50%, określono objętość wody, która wlała się na polder przez otwarte przepusty oraz określono czas opróżniania polderu przy włączonej przepompowni odwadniającej. Uwzględniono w czasie całego badania dopływ Kanału B (Strugi Grabienickiej).

W obliczeniach przyjęto następujące warunki brzegowe:

- przepływ na Warcie w przekroju Konin  $Q = 10\% = 488 \text{ m}^3/\text{s}$ ,
- wprowadzono hydrogram hipotetyczny ustalony na podstawie wezbrań historycznych, o kulminacji  $488 \text{ m}^3/\text{s}$ ,
- uwzględniono dopływ Kanału B (Strugi Grabienickiej) stałym przepływem wynoszącym  $2,29 \text{ m}^3/\text{s}$  (na podstawie SSQ z pięciolecia z Roczników Hydrologicznych IMGW);
- podczas napełniania polderu przepusty P7 i P8 otwarte w 50%, przepusty PW1 i PW2 zamknięte,
- po napełnieniu polderu do rzędnej  $76,20 \text{ m n.p.m.}$ , przepompownia rozpoczęła pracę, w związku z powyższym zamknięto przepusty P7, P8, PW1 i PW2 oraz włączono przepompownię odwadniającą o wydatku całkowitym  $3,87 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Badanie obejmowało przebieg napełniania Polderu Zagórów przez otwarte w 50% przepusty P7 i P8. Uwzględniono dopływ z zlewni własnej poprzez Kanał B (Strugę Grabienicką). Po osiągnięciu na polderze poziomu wody o rzędnej 76,20 m n.p.m., włączono przepompownię odwadniającą o wydatku 3,87 m<sup>3</sup>/s, by nie dopuszczać do dalszego podnoszenia zwierciadła wody (Rys. 8–9).

Etap I – napełnianie polderu – P7 i P8 otwarte w 50%, dopływ Kanał B (Struga Grabienicka) 2,29 m<sup>3</sup>/s



**Rys. 8.** Wydatek przepustów P7 i P8 w czasie napełniania polderu; uwzględniono dopływ Kanał B (Strugę Grabienicką) na polder; (pierwsza faza odpływ z polderu, druga faza napełnianie)

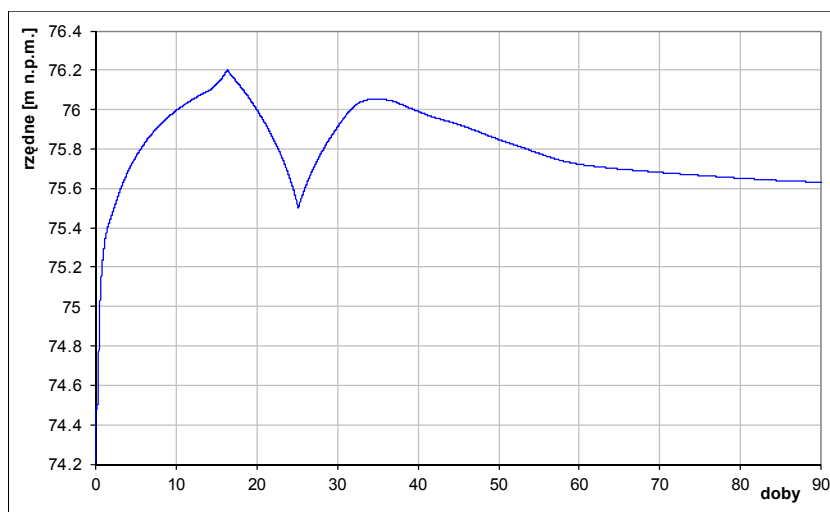
**Fig. 8.** Discharge of culverts P7 and P8 during polder filling (the inflow from Canal B Struga Grabienicka to the polder was included; the first phase – outflow from the polder, the second phase – filling of the polder)

Na skutek dopływu z Kanału B (Strugi Grabienickiej) oraz dopływu poprzez przepusty P7 i P8 polder zaczął się szybko napełniać. Etap napełniania polderu przerwano (na skutek rozpoczęcia przepompowywania), gdy rzędna zwierciadła wody na polderze osiągnęła wartość 76,20 m n. p. m, co nastąpiło to po ok. 16 dobach (Rys. 8).

W pierwszej fazie polder był napełniany przez dopływ poprzez Kanał B (Strugę Grabienicką). Piętrzona woda wypływała z polderu do rzeki Warty poprzez przepusty P7 i P8 otwarte w 50%, natomiast przepu-

sty PW1 i PW2 były zamknięte. W dalszym etapie polder był dodatkowo zasilany przez rzekę Wartę przez przepusty P7 i P8 otwarte w 50%, aż do osiągnięcia rzędnej 76,20 m n.p.m.

Etap II – opróżnianie polderu – dopływ z Kanału B (Struga Grabienicka) 2,29 m<sup>3</sup>/s; przepompownia o wydatku 3,87 m<sup>3</sup>/s włączona.  
Podczas opróżniania polderu przez przepompownię, przepusty P7 i P8 zostały całkowicie zamknięte



**Rys. 9.** Przebieg napełniania polderu dla  $Q = 10\%$ ; przepusty P7 i P8 otwarte w 50% podczas napełniania; dopływ z Kanału B (Str. Grabienicka) 2,29 m<sup>3</sup>/s podczas napełniania i opróżniania polderu; podczas opróżniania przez przepompownię przepusty P7 i P8 zamknięte, po wyłączeniu przepompowni następuje otwarcie przepustów P7, P8, PW1 i PW2

**Fig. 9.** In the course of polder filling for  $Q = 10\%$ , culverts P7 and P8 – open in 50% during d polder filling – inflow from Canal B (Struga Grabieniecka) 2.29 m<sup>3</sup>/s during polder filling and during polder emptying, through the pumping station, the P7 and P8 culverts are closed, after the switching off the pumping station, the P7, P8, PW1 and PW2 culverts will be closed

Przy przemieszczaniu się w dolinie Warty wezbrania o  $p = 10\%$ , otwartych przepustach P7 i P8 w 50% oraz uwzględnieniu dopływu z Kanału B (Strugi Grabienickiej) o stałej wielkości przepływu wynoszącego 2,29 m<sup>3</sup>/s, woda zalewa polder do rzędnej 76,20 m n.p.m. Czas wy-

pełniania polderu do tej rzędnej wyniósł 16 dni. Podczas napełniania maksymalny wydatek przepustu P7 wynosił  $0,7 \text{ m}^3/\text{s}$ , natomiast przepustu P8 wynosił  $0,9 \text{ m}^3/\text{s}$  (Rys. 8). Na skutek przekroczenia rzędnej  $76,20 \text{ m n.p.m.}$  i dalszego wzrostu zwierciadła wody na polderze zostaje uruchomiona przepompownia. Podczas pracy przepompowni wszystkie przepusty zostają zamknięte ze względu na wyższe położenie zwierciadła wody w międzywalu rzeki Warty. Przepompownia pracuje ok. 11 dni zmniejszając poziom wody na polderze do rzędnej  $75,50 \text{ m n.p.m.}$  Po uzyskaniu tej rzędnej przepompownia przestaje pracować i zostają otwarte wszystkie przepusty. Na skutek dopływu z Kanału B (Strugi Grabieńskiej) oraz wyższego położenia zwierciadła wody po stronie rzeki Warty, następuje tymczasowy, trwający ok. 9 dni wzrost zwierciadła wody do rzędnej ok.  $75,90 \text{ m n.p.m.}$  Następnie wraz ze zmniejszającymi się stanami wody na rzece Warcie następuje powolne obniżanie lustra wody na polderze. Podczas badania na polderze zgromadziło się około  $2,5 \text{ mln m}^3$  wody. Wydatek maksymalny przepustu P7 podczas opróżniania polderu wyniósł ok.  $1,4 \text{ m}^3/\text{s}$ , przepustu P8 wyniósł ok.  $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ , natomiast PW1 wyniósł  $0,8 \text{ m}^3/\text{s}$ , a PW2 ok.  $1,6 \text{ m}^3/\text{s}$ . Od chwili rozpoczęcia opróżniania polderu do końca badania upłynęło 80 dni (Rys. 9).

## 5. Wnioski

1. Wykonanie obwałowania Doliny Warty w latach osiemdziesiątych wynikało z twierdzenia, iż pojemność retencyjna zbiornika Jeziorsko będzie wystarczająca dla ochrony powodziowej Warty. Odcięto wówczas pojemność doliny rzędu  $200 \text{ mln m}^3$  (pojemność powodziowa Jeziorska wynosi  $61,8 \text{ mln m}^3$ ). Wybudowane przepusty P7 i P8 pomogą przywrócić naturalny charakter Doliny Konińsko-Pyzderskiej w obrębie Polderu Zagórów poprzez możliwość sterowanego zalewu wodami powodziowymi.
2. Wyniki obliczeń zobrazowały sytuację jaka mogłaby zaistnieć na polderze Zagórów w przypadku uwzględnienia hipotetycznej fali wezbraniowej wraz z przepływem maksymalnym o prawdopodobieństwie przewyższenia  $p = 10\%$ .
3. Z przytoczonych danych wynika, że w przypadku badania pierwszego czas napełniania polderu do rzędnej  $76,19 \text{ m n.p.m.}$  wyniósł ok. 18 dni, natomiast czas opróżniania wyniósł ok. 3 miesięcy.

4. Badanie drugie, w którym uwzględniono pracę przepompowni podczas opróżniania polderu, wykazało, że czas napełniania polderu do rzędnej 76,19 m n.p.m. wyniósł ok. 18 dni, natomiast czas opróżniania wyniósł ok. dwóch miesięcy.
5. Badanie trzecie, w którym uwzględniono pracę przepompowni podczas opróżniania polderu, a także dopływ Kanału B, wykazało, że czas napełniania polderu do rzędnej 76,20 m n.p.m. wyniósł ok. 16 dni, natomiast czas opróżniania wyniósł ok. 80 dni.
6. Powyższe skłania do stwierdzenia, że długość okresu, w którym obszar polderu będzie zalany uzależniony jest nie tylko od sytuacji w międzywalu Warty, ale także od wielkości dopływu Kanałem B. Biorąc pod uwagę powyższe decydujące znaczenie odgrywa tu właściwe sterownie przepustami oraz pracą przepompowni.
7. Podczas występowania wezbrań w korycie rzeki Warty wskazane jest otwarcie przepustów P7 i P8 w 50%. Wówczas nastąpi zasilanie Polderu Zagórów przez rzekę Wartę aż do wyrównania się zwierciadła wody w międzywalu i na polderze. Opróżnianie polderu powinno być wspomagane pracą przepompowni. Odpływ grawitacyjny, po otwarciu przepustów PW1, PW2, P7 i P8 możliwy jest dopiero po obniżeniu stanów wody w Warcie. Czas opróżnienia polderu z nadmiaru wody według badań modelowych może zostać skrócony do około 11 dni. Dla spełnienia tego warunku konieczne jest ograniczenie poziomu zalewu polderu Zagórów przepustami P7 i P8 do rzędnej 76,20 m n.p.m. Powyższe ograniczenie wynika z aktualnych warunków eksploatacyjnych przepompowni Zagórów. Zgodnie z obowiązującą instrukcją eksploatacji przepompownia pracuje pomiędzy rzędnymi:
  - poziom załączenia agregatów pompowych: 76,20 m n.p.m.
  - poziom wyłączenia agregatów pompowych: 75,50 m n.p.m.

*Praca zrealizowana w ramach projektu badawczego N N305 396239 finansowanego przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego*

## **Literatura**

1. *A Modelling System for Rivers and Channels*. Reference Manual. Mike by DHI, 2008.
2. **Byczkowski A.**: Hydrologia. SGGW. Warszawa 1999.
3. **Kubrak J., Nachlik E.**: *Hydrauliczne podstawy obliczania przepustowości koryt rzecznych*. SGGW. Warszawa 2003.



4. **Malinger A., Przedwojski B.:** *Wykorzystanie modelu matematycznego do charakterystyki hydraulicznej doliny konińsko-pyzderskiej.* Nauka Przyroda Technologie, t.1 z. 2, 2007.
5. **Propagacja kulminacyjnych stanów wody na Warcie z uwzględnieniem letniego wezbrania 1997.** Monografia powodzi z lipca 1997 r. w dorzeczu Warty. IMGW, grudzień 1997.
6. **Przybyła Cz., Bykowski J., Mrozik K., Napierała M.:** Znaczenie *polde-ru Zagórów w ochronie przeciwpowodziowej.* Rocznik Ochrona Środowiska Tom 13. Ś-PTNOŚ. Koszalin 2011, 48:801-813.
7. **Renaturyzacja obiegu wody w centralnej części Doliny Konińskiej między Zagórowem a Łądem – Przepusty P7 i P8, rów R6.** Projekt budowlano wykonawczy. Hydroprojekt. Włocławek 2008.
8. **Szymkiewicz R.:** *Metody numeryczne w inżynierii wodnej.* Gdańsk Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej. Gdańsk 2003.
9. **Winiecki A. Krupa A.:** *Koncepcja renaturyzacji obiegu wody w centralnej części Doliny Konińskiej między Zagórowem a Łądem.* 2006.
10. **Żelazo J.:** *Renaturyzacja rzek i dolin. Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich.* PAN. Kraków 2006.

## **Effect of Hydrotechnical Structures on the Water Economy Renaturalization in Zagórów Polder**

### **Abstract**

The objective of the presented paper was the analysis of the effect of embankment culverts P7 and P8, built within the compensation work, on the water management of the Zagórów Polder.

Before the year 2009, the polder formed the closed part of Kaminsko-Pyzderska Valley, completely cut off them by the river embankment from the periodically rising of Warta river.

For the necessary calculation purposes, a mathematical model has been applied which permits to calculate the transformation of the flood waves. Additionally, the model has been enriched, among others, by a module permitting to calculate the water flow through the water installations like culverts, overflows, pumping stations, or reservoirs. This model has been constructed on the basis of digitalized points of river network and the added to it (through milage expressed in kilometrgres) river cross-sections. The points of river network were introduced directly to a digitalized screen of topographic maps of the given area and additionally by the utilization of the data base of XY points from digital vecor layers.

All calculations were carried out on a one-dimensional model Mike 11 of a Danish Institute of Hydrology which includes the Saint Venant system of equation continuity and momentum conservation.

The performed analyses have shown, that during freshet occurrence in the Warta river bed, it is necessary to open the P7 and P8 culverts in 50%. Then, there will follow a water supply to the Zagórow Polder by the Warta river until the level in the embankment culvert and in the polder will equalize. The emptying of the polder should be supported by the work of the pumping station. A gravitational outflow, after the opening of culverts PW1, PW2, P7 and P8 is not possible before the water level in WArta river descends. The time of polder emptying from the excess of water, according to the experiments on the model, can be shortened to about 11 days. In order to fulfill this condition, it is necessary to limit the overfilling of the Zagórow polder by the culverts P7 and P8 to the level of 76.2 m a.s.l (above sea level). This limitation results from the actual operating conditions of Zagórow intermediate pumping station. According to the valid operation instruction, the intermediate pumping station works within the following switch on levels of the pumping units: 76.90 m a.s.l. and the level of the switching off of the pumping aggregates: 75.50 m a.s.l.



## Wpływ nawożenia azotem na wybrane cechy wierzby krzewiastej w czteroletnim cyklu uprawy

*Monika Ignatowicz, Leszek Styszko*  
*Politechnika Koszalińska*

### 1. Wstęp

Pozyskanie biomasy na cele energetyczne ma duże znaczenie gospodarcze, bowiem w 2020 roku w Polsce zaplanowano 15% udział odnawialnych źródeł energii (OZE) w zużyciu energii brutto. Biomase stałą pozyskuje się obecnie z lasu, z przemysłu drzewnego i papierniczego, z rolnictwa, przemysłu rolno-spożywczego i gospodarki komunalnej. Według danych GUS [3], największymi odbiorcami energii z biomasy w Polsce w 2010 roku były gospodarstwa domowe (45,9%), elektrownie i elektrociepłownie zawodowe (22,3%) oraz rolnictwo i leśnictwo (8,6%).

Biomase stałą z przeznaczeniem na cele grzewcze z upraw na gruntach ornych w pozyskuje się głównie jako słomę z roślin jednorocznych (zboża, rzepak, trawy), a natomiast znikome ilości tej biomasy pochodzą z upraw krzewów i drzew o krótkiej rotacji. Uprawa wierzby krzewiastej w Polsce jest prowadzona na małą skalę. Szacuje się, że jej powierzchnia plantacji towarowych wynosi około 7000 hektarów [6]. Plantacje takie w krótkich rotacjach użytkuje się przez okres 20–25 lat. Wiadomo, że plon biomasy zależy w dużym stopniu od poziomu nawożenia mineralnego, a w tym głównie od azotu. Stąd rozpoznanie reakcji odmian wierzby na w plonie biomasy na nawożenie azotowe ma duże znaczenie praktyczne.

Celem podjętych badań była ocena odrastania pędów dziesięciu odmian wierzby krzewiastej (*Salix viminalis*) w czteroletnim cyklu, uprawianej na glebie lekkiej, o głębokim poziomie wody gruntowej, przy zróżnicowanym nawożeniu azotem.

## **2. Materiał i metoda**

Badania wykonano w oparciu o dane z doświadczenia polowego założonego w Kościernicy (20 km na południe od Koszalina) w 2007 roku z dziesięcioma odmianami wierzby, na glebie lekkiej, IVb – V klasy bonitacyjnej. Poziom wody gruntowej na tym polu jest położony na głębokości 17,6–18,1 m od powierzchni gruntu. Dane te wskazują, że na polu tym ma miejsce gospodarka wodna opadowo-retencyjna.

Dane o rozkładzie opadów i temperatur w okresie kwiecień – październik, z lat 2008–2011, zaczerpnięto z automatycznej stacji meteorologicznej IHAR w Boninie, oddalonej w linii prostej o 10 km od pola doświadczalnego w Kościernicy.

Doświadczenie założono metodą losowanych podbloków w układzie zależnym, gdzie podblokami I rzędu były dawki azotu w nawozie mineralnym stosowanym pogłównie (0; 60; 120 i 180 kg·ha<sup>-1</sup>), a drugiego rzędu – 10 odmian wierzby (1047; 1054; 1047D; Start; Sprint; Turbo; Ekotur; Oloff; Jorr i Tordis). Poletka miały powierzchnię 25,3 m<sup>2</sup>, na których wysadzono po 56 zrzesów w dwóch rzędach. Wiosną w latach 2008-2011 zastosowano na nawożenie amofoską (5-10-21) w dawce 200 kg·ha<sup>-1</sup> z wyłączeniem obiektów kontrolnych bez nawożenia azotem. Na obiektach ze zróżnicowanym nawożeniem azotem stosowano w odpowiednich dawkach saletrę CAN wapniowo-amonową o zawartości azotu 27,5%.

Doświadczenie składało się z okresu przygotowawczego (2007 rok), w którym wysadzono zrzesy wierzby o długości 20–25 cm, a po zakończeniu tej wegetacji – skoszono jednoroczne pędy zimą 2007/2008 roku oraz z czteroletniego okresu odrastania pędów (lata 2008–2011).

W trakcie wegetacji w latach 2008–2011 wykonano pomiary długości, grubości i liczby pędów żywych w karpie wierzby w 4 terminach (31 maj, 30 czerwiec, 30 wrzesień i 10 listopad). Pomiary grubości pędów wykonano suwmiarką na wysokości 10 cm od ziemi. Dla badanych cech wykonano analizy wariancji oraz oceniono strukturę procentową komponentów wariancyjnych. Istotność efektów oceniono testem F.

Prezentowane wyniki są syntezą wieloletnich badań, dlatego w analizie wariancji wydzielono zmienność lat i terminów pomiarów jako samodzielne źródła zmienności.

### 3. Wyniki i dyskusja

Na podstawie sumy opadów oraz średniej miesięcznej temperatury powietrza opracowano wskaźnik hydrotermiczny Sielianinowa, który zamieszczono w tabeli 1.

**Tabela 1.** Warunki hydrotermiczne w Boninie k. Koszalina w latach 2008–2011  
**Table 1.** Water-thermal conditions in Bonin near Koszalin in years 2008–2011

Miesiąc	Współczynnik Sielianinowa [K] w latach			
	2008	2009	2010	2011
Kwiecień	<b>2,96</b>	<b>0,35</b>	0,78	<b>0,65</b>
Maj	<b>0,16</b>	2,43	<b>3,25</b>	1,39
Czerwiec	1,78	<b>3,58</b>	<b>0,58</b>	1,26
Lipiec	0,99	1,82	1,50	2,27
Sierpień	<b>2,52</b>	0,85	2,44	1,82
Wrzesień	1,17	1,57	2,34	1,39
Październik	2,39	<b>6,64</b>	2,38	<b>2,71</b>
Przeciętnie	1,61	2,29	1,84	1,64

Za warunki ekstremalne przyjęto wartości K, które mieszczą się w przedziałach niższych od 0,7 (skrajnie suche i bardzo suche) oraz powyżej 2,5 (bardzo wilgotne i skrajnie wilgotne). Warunki skrajnie suche i bardzo suche wystąpiły w maju 2008 roku, w kwietniu 2009 roku, czerwcu 2010 i w kwietniu 2011 roku, a bardzo wilgotne i skrajnie wilgotne – w kwietniu i sierpniu 2008 roku, czerwcu i październiku 2009 roku, maju 2010 roku i październiku 2011 roku. Przeciętnie lata 2008, 2010 i 2011 uznano za dość wilgotne, a rok 2009 – za wilgotny.

W analizach wariancji dla długości, grubości i liczby żywych pędów w karpie wykazano istotność efektów głównych badanych czynników i większości ich interakcji (tab. 2). W analizach tych za zmienność resztową przyjęto współdziałanie najwyższego rzędu (ABCD). W każdej analizie dominowała zmienność lat odrastania pędów. Czynniki te traktowano jako stałe, gdyż lata uprawy nie były tożsame z latami kalendarzowymi, ale były wycinkiem czasowym przy wieloletniej uprawie wierzby. W każdej analizie wpływy pozostałych czynników miały zróżnicowaną moc oddziaływania. W analizie długości pędów na drugim

miejscu pod względem siły oddziaływania zostały sklasyfikowane terminy pomiarów, które charakteryzują dynamikę przyrostu pędów w okresie wegetacji, na trzecim – odmiany, a na czwartym – dawki azotu. Przy grubości pędów na drugim miejscu zostały sklasyfikowane odmiany, na trzecim – dawki azotu, a na czwartym – terminy pomiaru. W analizie liczby pędów w karpie na drugim miejscu zostały sklasyfikowane terminy pomiarów, które charakteryzują dynamikę przyrostu pędów w okresie wegetacji, na trzecim – dawki azotu, a na czwartym – odmiany wierzby. Spośród współdziałań duże znaczenie miały interakcje odmian wierzby z latami odrastania pędów, lat z dawkami azotu i odmian z dawkami azotu. Efekty te okazały się statystycznie wysoko istotne.

Pędy wierzby wykazywały corocznie większą długość i grubość, ale malała ilość żywych pędów w karpie (tab. 3).

**Tabela 2.** Wpływ badanych czynników na zmienność cech  
**Table 2.** Influence of examined factors on the variability of features

Komponent wariacyjny	Poziomy czynnik	Struktura procentowa komponentów wariacyjnych		
		długość pędów	grubość pędów	liczba pędów
Lata odrastania pędów [A]	4	66,9***	60,8***	57,0***
Terminy pomiaru [B]	4	8,5***	5,2***	7,2***
Dawki azotu [C]	4	5,3***	6,9***	4,8***
Odmiany wierzby [D]	10	7,8***	11,2***	3,6***
Suma współdziałań		11,5	15,9	27,4
Współdz. AB		1,8***	0,7***	4,8***
<b>Współdz. AC</b>		<b>3,4***</b>	<b>5,4***</b>	<b>0,8***</b>
Współdz. AD		1,6***	4,3***	8,1***
Współdz. BC		0,2***	0,4***	0,1*
Współdz. BD		0,3***	0,3***	0,1
<b>Współdz. CD</b>		<b>1,3***</b>	<b>1,5***</b>	<b>2,0***</b>
Współdziałanie ABCD		1,6	1,3	4,9
Pozostałe współdziałania		1,3	2,0	6,6
Suma		100,0	100,0	100,0

Istotność przy poziomie: \* $\alpha = 0,05$ ; \*\*\* $\alpha = 0,001$

**Tabela 3.** Wpływ badanych czynników na analizowane cechy  
**Table 3.** Influence of examined factors on analysed features

Badany czynnik	Poziomy czynnik	Długość pędów [cm]	Grubość pędów [mm]	Liczba żywych pędów w karpie [sztuk]
Lata odrastania pędów [A]	1	<b>101,6</b>	<b>7,07</b>	<b>8,65</b>
	2	254,0	14,86	5,42
	3	342,6	20,27	4,25
	4	<b>407,8</b>	<b>25,62</b>	<b>3,37</b>
	<b>NIR<sub>0,05</sub></b>	<b>4,4***</b>	<b>0,25***</b>	<b>0,15***</b>
Terminy pomiaru [B]	31 V	<b>221,4</b>	<b>14,00</b>	<b>6,13</b>
	30 VI	252,6	16,23	6,13
	30 IX	312,1	18,72	4,84
	10 XI	<b>319,8</b>	<b>18,87</b>	<b>4,61</b>
	<b>NIR<sub>0,05</sub></b>	<b>4,4***</b>	<b>0,25***</b>	<b>0,15***</b>
Dawki azotu [kg·ha <sup>-1</sup> ] [C]	0	<b>225,4</b>	<b>13,65</b>	5,93
	60	280,6	16,70	<b>6,07</b>
	120	284,7	17,29	4,96
	180	<b>315,2</b>	<b>20,18</b>	<b>4,73</b>
	<b>NIR<sub>0,05</sub></b>	<b>4,4***</b>	<b>0,25***</b>	<b>0,15***</b>
Odmiany wierzby [D]	1047	265,8	16,25	<b>6,41</b>
	1054	<b>221,9</b>	<b>12,70</b>	5,56
	1047D	263,1	16,10	5,65
	Start	224,5	14,72	5,26
	Sprint	275,0	16,07	6,26
	Turbo	257,9	15,75	5,22
	Ekotur	<b>366,9</b>	<b>25,02</b>	4,94
	Oloff	303,4	18,20	<b>4,53</b>
	Jorr	257,0	15,05	5,49
	Tordis	329,4	19,69	4,91
	<b>NIR<sub>0,05</sub></b>	<b>7,0***</b>	<b>0,39***</b>	<b>0,23***</b>
Średnia		276,5	16,95	5,42

Istotność przy poziomie: \* $\alpha = 0,05$ ; \*\*\* $\alpha = 0,001$

Dla NIR podano wartość liczbową dla poziomu  $\alpha = 0,05$

Podobnie zależności wystąpiły także w innym doświadczeniu w Kościernicy [1]. W czwartej wegetacji było tylko 39% stanu pędów żywych z pierwszego roku uprawy. W późniejszych terminach pomiarów znajdowano mniej pędów w karpie niż 31 maja. Dawki azotu i odmiany wierzby także wpływały na długość, grubość i liczbę żywych pędów w karpie. Na obiektach z dawką  $180 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  N uzyskano najdłuższe i najgrubsze pędy, ale było ich mniej o 3,4% niż przy braku nawożenia azotem. Odmiany różniły się wzrostem pędów oraz liczbą pędów w karpie.

Na obiektach z dawką  $180 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  N uzyskano najdłuższe i najgrubsze pędy z wyłączeniem pierwszego roku, gdzie zależności te nie były statystycznie istotne, ale pędów było zawsze mniej niż na obiektach bez nawożenia azotem (tab. 4).

Dane z tabeli 5 wskazują na różną reakcję odmian wierzby na nawożenie azotem. Wszystkie odmiany zareagowały wytworzeniem dłuższych i grubszych pędów w miarę intensyfikowania nawożenia. Różnice pomiędzy obiektami bez nawożenia a nawożonych dawką  $180 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  wystąpiły w odniesieniu do długości pędów: największe u odmian 1047 (116,0 cm), Oloff (115,0 cm) i 1047D (110,1 cm), a najmniejsze u odmiany 1054 (38,5 cm), przy grubości pędów: największe u odmian Start i Ekotur (po 8,60 mm), a najmniejsze – u odmiany 1054 (2,24 mm) oraz przy liczbie pędów w karpie: największe u odmiany 1047D (2,64 sztuki), a najmniejsze u odmian Sprint (0,31 sztuki) i Oloff (0,33 sztuki).

Ważnym aspektem przy uprawie wierzby jest dostosowanie dawki azotu do potrzeb fizjologicznych odmiany wierzby [6]. W praktyce nie uwzględnia się wymagań nawozowych odmian wierzby. W Irlandii i Anglii przy uprawie wierzby zaleca się nie przekraczać dawki  $120\text{--}150 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  N [2, 5], w Szwecji –  $100 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  N [4], w Polsce  $80\text{--}90 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  N [7]. Do uprawy wierzby można wykorzystywać także osady ściekowe, ścieki surowe oraz różne komposty, w tym z osadów komunalnych nie różnicując dawki w zależności od odmiany wierzby. W pracy Styszki i współ. [6] wykazano, że klony wierzby posiadają zróżnicowane wymagania nawozowe. Najwyższe plony suchej masy uzyskali oni przy dawkach azotu  $150 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  N u klonu 1047D,  $107 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  N u klonu 1023,  $88 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  N u klonu 1013 i  $55 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  N u klonu 1056. To potwierdza tezę, że na plantacjach produkcyjnych wierzby należy dostosowywać nawożenie azotem do uprawianej odmiany.



**Tabela 4.** Wpływ interakcji lat odrastania pędów z dawkami azotu na analizowane cechy

**Table 4.** Influence of interaction between years of shoots regrowth and doses of nitrogen on analysed features

Lata odrastania pędów [A]	Dawka azotu [kg·ha <sup>-1</sup> N] [C]	Długość pędów [cm]	Grubość pędów [mm]	Liczba żywych pędów w karpie [sztuk]
1	0	100,8	7,11	9,36
	60	<b>105,1</b>	7,07	<b>9,77</b>
	120	<b>98,5</b>	<b>6,86</b>	7,88
	180	101,8	<b>7,25</b>	<b>7,60</b>
2	0	<b>218,8</b>	<b>12,67</b>	<b>6,07</b>
	60	259,3	14,93	5,82
	120	250,9	14,99	4,96
	180	<b>286,9</b>	<b>16,84</b>	<b>4,84</b>
3	0	<b>267,4</b>	<b>16,13</b>	4,58
	60	346,5	19,96	<b>4,81</b>
	120	358,6	20,44	3,96
	180	<b>397,9</b>	<b>24,54</b>	<b>3,65</b>
4	0	<b>314,6</b>	<b>18,68</b>	3,72
	60	411,6	24,83	<b>3,88</b>
	120	430,8	26,89	3,05
	180	<b>474,4</b>	<b>32,07</b>	<b>2,84</b>
<b>NIR<sub>0,05</sub></b>		8,9***	0,49***	0,30***

Istotność przy poziomie: \* $\alpha = 0,05$ ; \*\* $\alpha = 0,01$ ; \*\*\* $\alpha = 0,001$

Dla NIR podano wartość liczbową dla poziomu  $\alpha = 0,05$

**Tabela 5.** Wpływ interakcji lat odrastania pędów z dawkami azotu na analizowane cechy

**Table 5.** Influence of interaction between years of shoots regrowth and doses of nitrogen on analyzed features

Odmiana wierzby [D]	Dawka azotu [kg·ha <sup>-1</sup> N] [C]	Długość pędów [cm]	Grubość pędów [mm]	Liczba żywych pędów w karpie [sztuk]
1047	0	201,3	12,03	6,46
	60	262,5	15,61	8,06
	120	282,3	17,27	5,32
	180	317,3	20,08	5,80
1054	0	194,8	11,20	5,99
	60	215,7	12,54	5,91
	120	243,7	13,60	5,37
	180	233,3	13,44	4,99
1047D	0	198,8	12,40	6,71
	60	273,2	16,17	6,58
	120	271,7	15,85	5,25
	180	308,9	19,97	4,07
Start	0	170,4	10,75	6,48
	60	247,2	15,16	5,81
	120	215,4	13,60	4,49
	180	264,9	19,35	4,24
Sprint	0	219,3	13,08	6,44
	60	275,9	15,83	6,80
	120	285,9	16,30	5,68
	180	319,0	19,05	6,13
Turbo	0	204,9	12,56	5,63
	60	264,9	15,73	5,88
	120	287,6	17,64	5,36
	180	274,1	17,08	4,01
Ekotur	0	322,9	20,89	5,41
	60	357,5	23,23	5,54
	120	380,5	26,49	4,28
	180	406,8	29,49	4,52

Tabela 5. cd.  
Table 5. cont.

Odmiana wierzby [D]	Dawka azotu [kg·ha <sup>-1</sup> N] [C]	Długość pędów [cm]	Grubość pędów [mm]	Liczba żywych pędów w karpie [sztuk]
Oloff	0	256,1	15,33	4,74
	60	280,0	16,61	5,03
	120	306,5	18,52	3,95
	180	371,1	22,33	4,41
Jorr	0	188,7	11,07	6,15
	60	302,1	16,95	5,74
	120	261,7	15,37	5,01
	180	275,5	16,80	5,07
Tordis	0	296,8	17,13	5,31
	60	327,3	19,15	5,37
	120	311,9	18,31	4,91
	180	381,6	24,18	4,07
<b>NIR<sub>0,05</sub></b>		14,0***	0,78***	0,47***

Istotność przy poziomie: \*\*\* $\alpha = 0,001$

Dla NIR podano wartość liczbową dla poziomu  $\alpha = 0,05$

#### 4. Wnioski

1. Długość, grubość i liczba pędów w karpie wierzby były zróżnicowane w latach odrastania pędów. Większe zróżnicowanie tych cech stwierdzono przy odmianach niż dawkach azotu przy długości i grubości pędów, a mniejsze przy liczbie pędów w karpie. Spośród interakcji, znaczenie miały współdziałania odmian z latami odrastania pędów, odmian z dawkami azotu i lat odrastania pędów z dawkami azotu.
2. Przeciętnie z dziesięciu odmian wierzby najdłuższe i najgrubsze pędy uzyskano przy nawożeniu dawką 180 kg·ha<sup>-1</sup> N, natomiast dawka ta powodowała zmniejszenie liczby pędów w karpie.
3. Odmiany wierzby różniły się reakcją na dawkę azotu we wzroście pędów na długość i grubość oraz w ilości żywych pędów w karpie.
4. Po zastosowaniu dawki 180 kg·ha<sup>-1</sup> największym przyrostem na długość zareagowały odmiany 1047, Oloff i 1047D, przy grubości pędów – odmiany Start i Ekutor, a najmniejszym – odmiana 1054.

## Literatura

1. **Borzymowska A., Styszko L.:** *Wpływ gęstości sadzenia na długość, grubość i liczbę pędów w karpie wierzby w czteroletnim cyklu uprawy*. Rocznik Ochrona Środowiska, Tom 14: w druku, 2012.
2. **Dawson M.:** *Willow Best Practice Guidelines*. Agri-Food and Biosciences Institute (AFBI) North Ireland, Belfas 2010.
3. *Energia ze źródeł odnawialnych w Polsce w 2010 r.* GUS Warszawa 2011.
4. **Larson S., Dobrzaniecki S.:** *Agrobränslé ab – the worlds leading authority on commercial short rotation willow (salix) coppice (src)*. [w:] *Rozwój energii odnawialnej na Pomorzu Zachodnim*. Praca zbiorowa pod redakcją Piotra Lewandowskiego i Władysława Nowaka. Koszalin 2004.
5. **Macpherson G.:** *Home-grown Energy from Short-rotation Coppice*. Farming Press. United Kingdom 1995.
6. **Styszko L., Fijałkowska D., Sztyma-Horwat M.:** *Ocena potrzeb nawozowych wybranych klonów wierzby energetycznej przy nawożeniu upraw kompostem z osadów komunalnych*. Monografie Komitetu Ochrony Środowiska PAN: w druku, 2012.
7. **Szczukowski S., Tworkowski J., Stolarski M. J.:** *Wierzba energetyczna*. Wydawnictwo Plantpress, Kraków 2004.

## Influence of Fertilization with Nitrogen on Selected Properties of Willow in the Four-year Cultivation Cycle

### Abstract

This experiment was conducted to assess regrowth of shoots of willow in the four-years-cycle of cultivation at different doses of nitrogen. At length, thickness and number of shoots in the carp, were most affected by years of willow shoots regrowth, less by variety, doses of nitrogen and time of measurement. Among the interactions of those features big importance have interaction between varieties and years of regrowth of shoots, between varieties and doses of nitrogen and years of regrowth of shoots and doses of nitrogen. The average of ten varieties of willow, longest and thickest stems were obtained at doses of 180 kg of nitrogen per hectare. Tested varieties of willow were characterized by different reactions to the doses of nitrogen in the analyzed features. The varieties 1047, Oloff and 1047D had the longest shoots and varieties Start and Ekotur – thickest shoots at the doses of 180 kg of nitrogen per hectare. Doses of 180 kg·ha<sup>-1</sup> reduced numbers of stems per carp.



## **Odbiór bodźców środowiskowych przez glony *Characeae* sygnalizowany za pomocą ultrasłabej luminescencji**

*Anna Jaśkowska, Andrzej Dudziak, Robert Borc  
Politechnika Lubelska*

### **1. Wstęp**

Wiele roślin, w tym znaczna część glonów będących pierwszymi producentami w łańcuchu pokarmowym biocenoz wodnych, wykazuje dużą wrażliwość na negatywne czynniki środowiska. Uważa się, że reakcje tych organizmów mogą stanowić kryterium dla oceny stanu środowiska wodnego. Na przykład, zanikanie najdalej schodzących w głąb jezior ramienicowych łąk podwodnych świadczy o przekroczeniu w zbiorniku granicznego stężenia biogenów docierających ze zlewni (i tak w przypadku fosforanów, jak zaobserwowano, wystarczy do tego stężenie fosforu na poziomie 0,02 mg/l [17]). Skutkiem tego niektóre gatunki ramienic są już gatunkami rzadkimi lub zagrożonymi w skali kraju.

Aktualne trendy w nauce powiązane są z rozwijaniem idei zrównoważonego rozwoju jako najlepszej drogi dla zaspakajania potrzeb społeczeństw z jednoczesną ochroną geosystemów. Umożliwienie tego wymaga przeprowadzenia rozmaitych analiz. Warto na przykład podjąć badania wybranych zagadnień związanych z antropopresją, również na poziomie jednego gatunku. Wszystkie organizmy żywe wykazują właściwą dla siebie homeostazę. Odzwierciedla ona utrzymywanie trwałości struktury i właściwych funkcji organizmów pomimo stałych lub przypadkowych niewielkich zmian, często o charakterze okresowym, wywołanych endo- bądź egzogenicznie. Zmiany te, choć prowadzą do pewnych zaburzeń homeostazy, mogą być w pełni odwracalne. Jednak silne ponadprogowe bodźce zewnętrzne (szczególnie związane z antropopresją)

mogą również zmieniać stan homeostazy w sposób całkowicie nieodwracalny. Prowadzą w ten sposób do znacznego upośledzenia poszczególnych organizmów, a nawet śmierci całej ich populacji.

Powszechnie znane jest zjawisko bioluminescencji, czyli intensywnego świecenia niektórych obiektów biologicznych, np. robaczków świętojańskich *Lampyridae*. Jest ono z powodzeniem wykorzystywane do oceny stopnia zanieczyszczenia wód [3, 14] i w chwili obecnej *Microtox* jest powszechnie dostępnym i używanym na szeroką skalę biotestem wykorzystującym bakterie bioluminescencyjne [7, 13].

Natomiast mało znanym zjawiskiem towarzyszącym w sposób ciągły procesom zachodzącym w stanie równowagi dynamicznej żywych komórek jest ultrasłaba luminescencja (USL). Jej natężenie jest mniejsze od progu czułości ludzkiego oka, a więc nie jest rejestrowane wzrokowo. Luminescencja ta jest najczęściej skutkiem chemicznego wzbudzenia, a następnie relaksacji promienistej bardzo małej ilości elektronowo wzbudzonych stanów, głównie tlenu singletowego i grup karbonylowych w różnych strukturach i na różnym stopniu uorganizowania komórek żywych. Tworzenie się tych fotonów w układzie biologicznym trwa nieprzerwanie, podobnie jak np. błona komórkowa nieustannie wytwarza różnicę potencjałów. Jeśli organizm funkcjonuje w sposób niezakłócony i zachowuje homeostazę, to emisja fotonów jest quasi-stacjonarna i minimalna, tak jak i różnica potencjałów na błonach komórkowych w tych warunkach utrzymuje się na ustalonych najniższych poziomach. Jeśli zaś następuje zaburzenie homeostazy poprzez czynniki środowiskowe, to znajduje to odzwierciedlenie w zmianach ultrasłabego świecenia [2, 10, 12, 15]. Promieniowanie elektromagnetyczne emitowane poza granice obiektu badanego niesie wiele informacji o nim. Analizując je prowadzi się badania nieinwazyjnie, bez konieczności ingerencji do wnętrza organizmu. Ultrasłaba chemiluminescencja okazała się pomocna w diagnostyce i leczeniu różnych chorób [4, 5, 11], w farmakologii i biologii [5, 23], w biotechnologii [9], a także w technologii żywności [24].

Zjawisko ultrasłabego świecenia organizmów jest jeszcze zupełnie niebrane pod uwagę w badaniach z obszaru ochrony środowiska, chociaż wydaje się ono bardzo ciekawe i obiecujące dla tych potrzeb. Pozwala na pewnego rodzaju zdalne rozpoznawanie zmian funkcjonalnych roślin, w sytuacji degradacji chemicznej ich środowiska, spowodowanej na przykład obecnością metali ciężkich lub środków farmakologicznych.

W ten sposób można też uzyskać bardziej kompleksowe informacje na temat stanu określonego elementu w środowisku.

Zastosowanie zjawiska luminescencji fotosyntetycznej (czyli tzw. opóźnionej po naświetleniu) do przeprowadzania badań *in situ* ekosystemów wodnych jest już w centrum uwagi badaczy [1,6,18]. Być może w niedalekiej przyszłości uda się dołączyć zminiaturyzowany zestaw ze specjalną komorą przepływową rejestrujący USL mikroorganizmów wodnych do zautomatyzowanej sieci układu monitorującego stan środowiska wodnego, tzw. „Nomos” (*Networked Aquatic Microbial Observing System*) [21] lub „LakeNet” [19].

W pracy podjęto unikatowe badania zjawiska ultrasłabej luminescencji ramienic żyjących w jeziorach i będących od wielu lat materiałem modelowym w badaniach błonowych. Rośliny te osiedlają się w wodach pozbawionych zanieczyszczeń, zatem stanowią dobry jakościowy wskaźnik czystości wód przydatny w diagnostyce stanu środowiska.

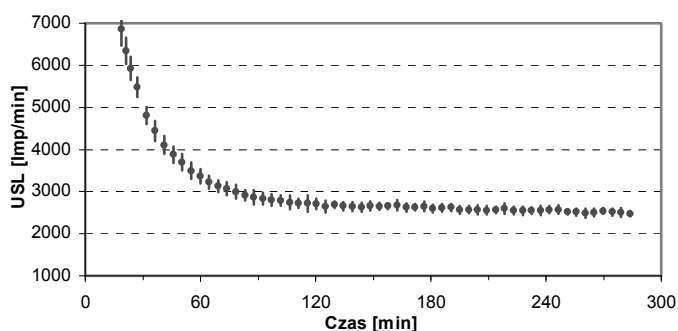
Przedmiotem badań była zarówno spontaniczna ultrasłaba emisja świetlna komórek roślin *Characeae*, jak i indukowana obecnością w środowisku pewnych substancji mających specyficzny mechanizm działania, zwłaszcza w odniesieniu do błony komórkowej roślin. Prezentowane tu przykładowo substancje to: sacharoza wywołująca stres osmotyczny, kwas askorbinowy będący zmiataczem wolnych rodników i octan ołowiu indukujący peroksydację lipidów stanowiącą główny przejaw stresu oksydacyjnego [25]

## 2. Materiały i metody

Rośliny *Nitellopsis obtusa* (Desv. in Lois) J. Gr. pobrane z jeziora Zagłębocze (Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie, województwo lubelskie) były hodowane w warunkach laboratoryjnych w akwariach z wodą jeziorną przy naturalnym cyklu oświetleniowym dzień/noc w temperaturze pokojowej (16–20°C). Przed eksperymentem komórki międzywęzłowe były przepłukiwane i przetrzymywane przez około 1h w roztworze z antybiotykami (10 µg/cm<sup>3</sup> streptomycyny i 20 µg/cm<sup>3</sup> penicyliny G) [8], w celu pozbycia się ewentualnych bakterii zalegających ścianki. Próbkę zawierającą 30 komórek umieszczano w naczyniach pomiarowych z roztworem wodnym APW (Artificial Pond Water) o składzie: 0,1 mM KCl; 0,1 mM NaCl; 0,1 mM CaCl<sub>2</sub>. Roztwór buforowany był

przez Hepes (kwas 2-[4-(2-hydroksyetylo)-1-piperazyńlo]etanosulfonowy) o stężeniu 20 mM, w celu utrzymywania stałej wartości pH, którą ustalano na poziomie 7,4–7,5 za pomocą 10% NaOH.

Przed pomiarami komórki przetrzymywano przez 12 h w światłoszczelnej komorze aparatury by wyświeciły luminescencję opóźnioną i można było rejestrować quasi-stacjonarną ultrasłabą emisję fotonową (rys. 1). W trakcie pomiarów do roztworów APW z badanym materiałem wstrzykiwano w odpowiedniej ilości i w warunkach zaciemnienia wybrane reagenty.



**Rys. 1.** Zanik emisji fotonowej roślin *Characeae* po ich umieszczeniu w światłoszczelnej komorze

**Fig. 1.** Photon emission decline of *Characeae* algae after placing it in a light-tight chamber

Kwas askorbinowy i Hepes zakupiono w firmie Sigma-Aldrich (Poznań, Polska), inne odczynniki – w POCh (Gliwice, Polska).

Intensywność ultrasłabej emisji w zakresie 340–700 nm była mierzona metodą zliczania pojedynczych fotonów (SPC – Single Photon Counting) za pomocą wysoce czułego, chłodzonego fotopowielacza (EMI 9558A) o bardzo niskim „prądzie ciemnym”. Impulsy z fotopowielacza były kształtowane i wzmacniane, oraz rejestrowane za pomocą komputera. Na wykresach przedstawiano natężenie względne emisji, przyjmując średnią wartość natężenia USL przed dodaniem reagenta za równą 1.

Obrazowanie luminescencyjne w technice zliczania pojedynczych fotonów (Single Photon Counting Imaging – SPCI) uzyskano za pomocą urządzenia Molecular Light Image – „Night Owl” LB 981 wyposażonego

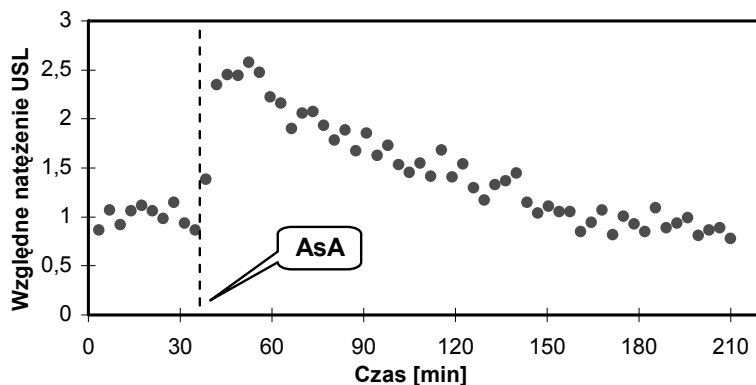


w ultraczułą chłodzoną kamerę CCD o rozdzielczości 512x494 pikseli. Mierzony zakres widmowy mieścił się w przedziale 200–1100 nm.

Prędkość ruchu cytoplazmy oraz ewentualną plazmolizę komórek określano metodą obserwacji mikroskopowych z wykorzystaniem kamery CCD.

### 3. Wyniki i dyskusja

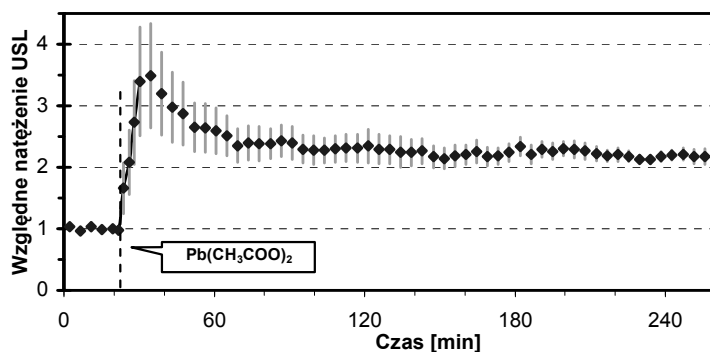
Na podstawie przeprowadzonych badań przedstawiony zostanie wpływ trzech różnych bioczynników na intensywność ultrasłabej luminescencji glonów *Nitellopsis obtusa* z rodziny *Characeae*. Gdy do środowiska badanych roślin wprowadzono kwas askorbinowy (AsA) o stężeniu 5 mM, wówczas natężenie USL niemal natychmiast wzrosło osiągając maksimum po około 15 minutach, by następnie w ciągu 2h powrócić do wartości bliskiej początkowej (rys. 2). Również przy ekspozycji roślin na AsA o stężeniach 0,05–10 mM obserwowaliśmy powrót natężenia USL do poziomu sprzed podania reagentu [12].



**Rys. 2.** Kinetyka ultrasłabej luminescencji komórek *Nitellopsis obtusa* przed i po ich ekspozycji na działanie AsA (5 mM) – przebieg przykładowy  
**Fig. 2.** Changes of UWL intensity of *Nitellopsis obtusa* cells after exposure to ascorbic acid (5 mM)

Po zakończeniu pomiarów rośliny wykazywały turgor, a ruch cytoplazmy, który ulegał wzmożeniu w czasie korespondującym z czasem zmian USL, powracał do swojej wartości wyjściowej.

Kolejnym użytym związkiem jest rozpuszczalny w wodzie octan ołowiu –  $\text{Pb}(\text{CH}_3\text{COO})_2$ . Związki ołowiu, bardzo szkodliwe dla organizmów żywych, mają tendencję do akumulowania się w środowisku naturalnym, a w szczególności w makrofitach wodnych i osadach dennych jezior i ujść rzek [16]. Pod wpływem obecności octanu ołowiu w środowisku, komórki *Nitellopsis obtusa* szybko reagowały wzrostem USL (rys. 3). Po 10 minutach poziom natężenia luminescencji przekraczał 3,5-krotnie wartość początkową, by po kolejnej godzinie zmniejszyć się do quasistacjonarnej wartości 2,2 razy większej od początkowej. Po pomiarach rośliny wykazywały turgor, w komórkach nie obserwowano śladów plazmolizy, jednak ruch cytoplazmy nigdy nie powracał w nich do stanu początkowego. Ruch cyrkulacyjny cytoplazmy w długich komórkach i roślinach *Characeae* spełnia rolę wysoce efektywnego mechanizmu transportu wewnątrz- i międzykomórkowego. Po ekspozycji na działanie octanu ołowiu nie obserwowano takiego ruchu, lecz czasami lokalnie poruszające się cząstki – ziarnistości cytoplazmy. Może to świadczyć o dysfunkcyjnym wpływie tego związku na molekularny mechanizm napędzający strumień cytoplazmy.

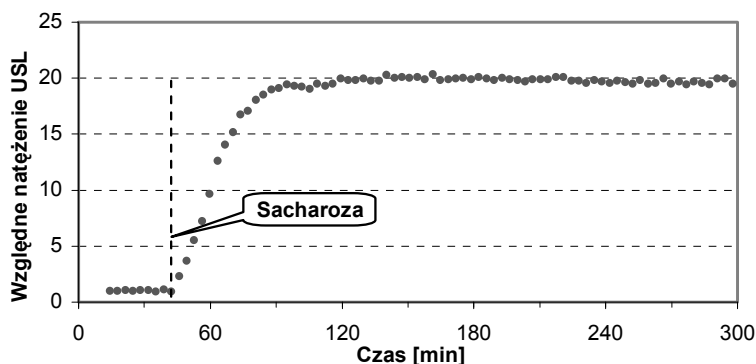


**Rys. 3.** Zależność natężenia USL od czasu dla komórek *Nitellopsis obtusa* ekspozowanych na działanie octanu ołowiu (10 mM). Średnia z 6 serii pomiarowych

**Fig. 3.** Changes of UWL intensity after exposure of *Nitellopsis obtusa* cells to lead acetate (10 mM). Average values of 6 series

W przypadku poddania roślin działaniu sacharozy powodującej ucieczkę wody z komórki do otoczenia, następuje w nich stres osmotyczny. W obserwacjach mikroskopowych stwierdzono destrukcję komórek

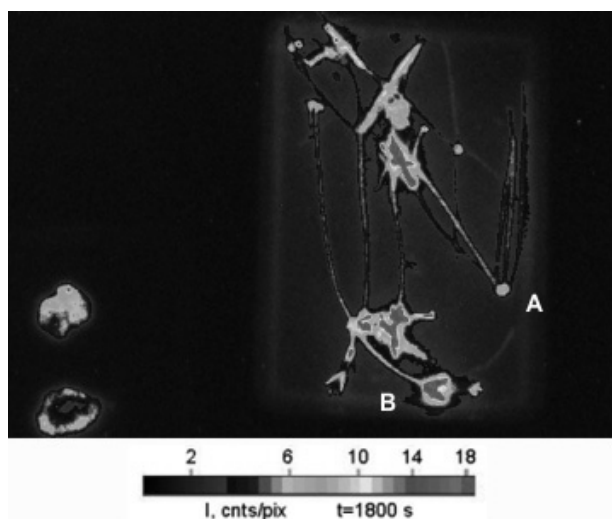
objawiającą się całkowitym brakiem ruchu cytoplazmy oraz plazmolizą. Natomiast w badaniach luminescencyjnych miał miejsce gwałtowny wzrost natężenia USL, który rozpoczynał się natychmiast po podaniu stresora i osiągał swoje maksimum (20-krotny wzrost) po czasie około 1 h (rys. 4). Ten poziom emisji utrzymywał się do końca pomiarów, czyli przez następne cztery godziny obserwacji.



**Rys. 4.** Zależność natężenia USL od czasu po ekspozycji komórek *Nitellopsis obtusa* na sacharozę (1M) – przebieg przykładowy

**Fig. 4.** Changes of UWL intensity after exposure of *Nitellopsis obtusa* cells to sucrose (1M)

Innym typem stresu jest zranienie organizmu roślinnego zwane stresem mechanicznym. Wówczas lokalne uszkodzenie fragmentu rośliny nie skutkuje śmiercią całego organizmu. Przykładowe „zdjęcie” (po zastosowaniu pseudokoloryzacji) komórek *Nitellopsis obtusa* po obcięciu tzw. nibyliści wyrastających z węzła komórki pokazano na rysunku 5. Jak widać w obrazowaniu luminescencyjnym wykonanym metodą SPCI, można dokładnie zlokalizować w płaszczyźnie (xy) interesujące nas obszary np. zranienia komórek. Natężenie emisji z obszarów, gdzie znajdują się węzły z obciętymi nibylistkami (B) znacznie przewyższa emisję promieniowania z węzłów nienaruszonych (A). Ten naddatek promieniowania może wynikać z procesów oksydacyjnych lipidów błon komórkowych jako skutek uszkodzenia materii żywej. W miejscach zranień mogą być także uruchamiane procesy naprawcze polegające między innymi na pieczętowaniu plasmodesm w komórkach węzłowych. Warto też podkreślić, że niezależnie od uszkodzeń występują różnice w intensywności luminescencji, gdyż węzły świecą mocniej niż komórki międzywęzłowe.



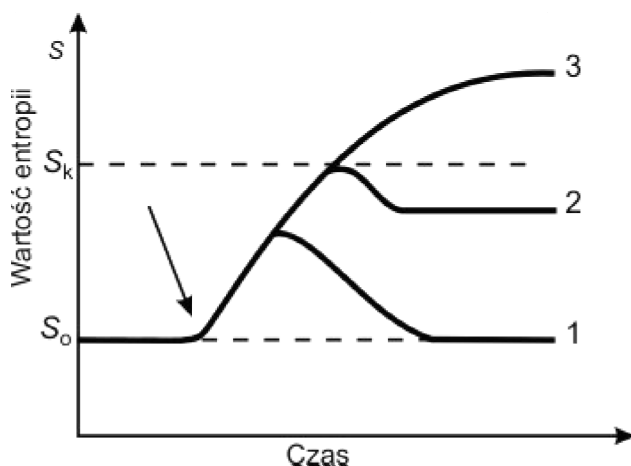
**Rys. 5.** „Zdjęcie” komórek *Nitellopsis obtusa* po uszkodzeniu mechanicznym uzyskane techniką obrazowania luminescencyjnego. Na rysunku zaznaczono przykładowo węzeł nienaruszony (A) i węzły uszkodzone (B)

**Fig. 5.** A "photograph" of mechanically damaged *Nitellopsis obtusa* cells obtained by luminescence imaging technique. An example intact node (A) and injured nodes (B) have been marked

Przedstawione na rysunkach 2, 3 i 4 kinetyki USL po ekspozycji roślin na działanie różnych reagentów mieszczą się w schemacie zachowań komórek po zadziałaniu na nie bodźca stresującego, przedstawionym na wykresie Trumpa i Arstily [22] (rys. 6). Schemat ten pokazuje modelowe zmiany entropii w funkcji czasu dla zranionej komórki. Gdy bodziec przekroczy wartość progową to każda komórka odpowiada poprzez stres, czyli zaburzenie homeostazy, generując spontanicznie reakcję mającą na celu skasowanie zaburzenia wywołanego przez bodziec. Ten proces zużywa energię swobodną  $\Delta G$ , której źródłem są reakcje kataboliczne często związane z generowaniem fotonów. Szczegółowe zależności pomiędzy zaburzeniem homeostazy, wartościami entropii a emisją fotonów przez komórki analizuje Sławiński i inni [20].

Krzywa 1 na rysunku 6 prezentuje poziom entropii, charakteryzujący komórkę w procesie odwracalnym, co odpowiada komórkom, które nie uległy uszkodzeniu po ich ekspozycji na działanie reagenta. Do krzywej tej podobny jest przebieg USL z rysunku 2, gdy komórki pod

wpływem AsA nie wykazywały oznak destrukcji. Możliwe, że jest to związane z antyoksydacyjnymi własnościami kwasu askorbinowego, dzięki którym komórki po zaburzeniu ich homeostazy wracały do stanu pierwotnego. Krzywa 2 przedstawia poziom entropii w sytuacji powstania nowego, ustabilizowanego stanu po zadziałaniu czynnika uszkodzającego. Jest to adekwatne do zmian USL na rysunku 3, gdy pod wpływem octanu ołowiu następowało częściowe uszkodzenie funkcji życiowych badanych komórek. Wreszcie trzecia grupa komórek jest reprezentowana przez krzywą 3 przedstawiającą poziom entropii przy nieodwracalnych zmianach letalnych. Z krzywą tą koreluje przebieg USL z komórek pod wpływem sacharozy (rys. 4), gdy po zakończeniu eksperymentu nie wykazywały one oznak życia. Widocznie w tym przypadku musiała zostać przekroczona krytyczna wartość entropii ( $S_k$ ) określająca tzw. punkt bez powrotu.



**Rys. 6.** Zmiany entropii komórki po jej uszkodzeniu w funkcji czasu: 1 – procesy odwracalne, 2 – procesy subletalne, 3 – procesy letalne,  $S_0$  – entropia nienaruszonej komórki,  $S_k$  – krytyczna wartość entropii, określająca tzw. punkt bez powrotu. Strzałka pokazuje początek działania czynnika stresującego

**Fig. 6.** Changes in entropy of the cells after the damage: 1 – reversible processes, 2 – sublethal processes, 3 – lethal processes.  $S_0$  – entropy of intact cells,  $S_k$  – critical value of the entropy, so-called *point of no return*. The arrow shows the onset of the stress factor

## 4. Podsumowanie

Na podstawie przedstawionych wyników można stwierdzić, że badane czynniki w stosowanych stężeniach działały z różną siłą zaburzając homeostazę w różnym stopniu – przejściowo lub trwale. Metoda detekcji ultrasłabej emisji fotonowej jest nieinwazyjna oraz czuła na zmiany zachodzące na poziomie molekularnym w komórce, które są manifestowane emisją większej lub mniejszej puli fotonów. Co więcej, za pomocą obrazowania luminescencyjnego można precyzyjnie lokalizować uszkodzenia w materii żywej, a także, co nie jest ujęte w niniejszej pracy, śledzić czasowo-przestrzenne zmiany emisji świetlnej odzwierciedlające na przykład procesy degradacyjne lub reparacyjne. Zaproponowana metoda może służyć określeniu niekorzystnych zmian w ekosystemach wodnych zachodzących pod wpływem zanieczyszczeń, zatem metodę można stosować jako test ekotoksyczności.

Badania warto rozszerzyć o inne specyficzne reagenty pojawiające się w środowiskach wodnych na skutek ich zanieczyszczenia, jak również powiększyć bazę materiału badawczego.

## Podziękowania

*Dziękujemy prof. J. Sławińskiemu i dr Z. Górskiemu z Politechniki Poznańskiej za umożliwienie wykorzystania urządzenia „Night Owl” LB 981 dla uzyskania obrazu uszkodzonych komórek (rys. 5)*

## Literatura

1. **Beardall J., Young E., Roberts S.:** *Approaches for determining phytoplankton nutrient limitation.* Aquat. Sci., 63, 44–69 (2001).
2. **Borc R., Dudziak A., Jaśkowska A.:** *Ultraweak luminescence of the Characeae plants under the circumstances of cyclical changes in temperature.* Cur. Top. Biophys., 34, 37–44 (2011).
3. **Bulich A.A.:** *Use of luminescence bacteria for determining toxicity in aquatic environments.* W: Aquatic Toxicology. (Markings L.L., Kimerle R.A., eds.) ASTM SHTP 667. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 98–106 (1979).
4. **Cohen S., Popp F.A.:** *Biophoton emission of the human body.* J. Photochem. Photobiol. B, 40, 187–189 (1997).

5. **Deby-Dupont G., Deby C., Mouithys-Mickalad A., Hoebeke M., Mathy-Hartert M., Jadoul L., Vandenberghe A., Lamy M.:** *The antibiotic cef-tazidime is a singlet oxygen quencher as demonstrated by ultra-weak chemiluminescence and by inhibition of AAP consumption.* Biochim. Biophys. Acta, 1379, 61–68 (1998).
6. **Floryszak-Wieczorek J., Górski Z., Arasimowicz-Jelonek M.:** *Functional imaging of biophoton responses of plants to fungal infection.* Eur. J. Plant Pathol., 130, 249–258 (2011).
7. **Fulladosa E., Murat J-C., Bollinger J-C., Villaescusa I.:** *Adverse effects of organic arsenical compounds towards Vibrio fischeri bacteria.* Sci. Total Environ., 377, 207–213 (2007).
8. **Gędziorowska D.:** *Izolacja bałtyckich glonów jednokomórkowych i użyskanie kultur aksenicznych dla badań fizjologiczno-biochemicznych.* W: *Studia i Materiały Oceanologiczne*, PAN, 41, 222–226 (1983).
9. **Godlewski M., Gogol P., Kwiecińska T., Laszczka A., Szczęśniak-Fabiańczyk B., Wierzuchowska D.:** *Zastosowanie pomiaru emisji fotonów do oceny wartości biologicznej nasienia.* Biotechnologia, 1, 116–128 (2003).
10. **Inagaki H., Imaizumi T., Wang G., Tominaga T., Kato K., Iyozumi H., Nukui H.:** *Spontaneous ultraweak photon emission from rice (Oryza sativa L.) and paddy weeds treated with a sulfonylurea herbicide.* Pestic. Biochem. Physiol., 89, 158–162 (2007).
11. **Itoh Y., Amano T., Shimizu T., Hashimoto J., Kubo A., Fukuuchi Y.:** *Single-photon emission computed tomography image of benzodiazepine receptors in a patient with Creutzfeldt-Jacob disease.* Intern. Med., 37, 896–100 (1998).
12. **Jaśkowska A., Borc R., Milczarek I., Dudziak A., Śpiewła E.:** *Kinetics studies of ultraweak luminescence induced by ascorbic acid in Characeae cells and their structures.* Luminescence, 16, 51–56 (2001).
13. **Juliastuti S.R., Baeyens J., Creemers C.:** *Inhibition of nitrification by heavy metals and organic compounds: the ISO 9509 test.* Environ. Eng. Sci., 20, 79–90 (2003).
14. **Mantis I., Voutsas D., Samara C.:** *Assessment of the environmental hazard from municipal and industrial wastewater treatment sludge by employing chemical and biological methods.* Ecotoxicol. Environ. Saf., 62, 397–407 (2005).
15. **Murkowski A., Skórska E.:** *Comparison of phytotoxicity of lead and tin organic compounds by means of luminescence methods.* Acta Agrophys. 11, 131–140 (2008).
16. **Pawłowski L.:** *Sustainability and Global Role of Heavy Metals.* Problems of Sustainable Development, 6, 59–64 (2011).

17. **Piotrowicz R.:** *Twardowodne oligo- i mezotroficzne zbiorniki z podwodnymi łąkami ramienic Charatea*. W: Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny, (Herbich J. red.) Ministerstwo Środowiska, 2, 46–56 (2004).
18. **Prokowski Z.:** *Nowe sposoby pomiaru parametrów luminescencyjnych glonów jako wskaźników zmian w środowisku*. Rozprawa habilitacyjna. Wyd. Akademii Rolniczej, Szczecin. 2002.
19. **Seders L.A., Shea C.A., Lemmon M.D., Maurice P.A., Talley J.W.:** *LakeNet: an integrated sensor network for environmental sensing in lakes*. Environ. Eng. Sci., 24, 183–191 (2007).
20. **Sławiński J., Ezzahir A., Godlewski M., Kwiecińska T., Rajfur Z., Sitko D., Wierzuchowska D.:** *Stress-induced photon emission from perturbed organisms*. Experientia, 48, 1041–1058 (1992).
21. **Sukhatme G.S., Dhariwal A., Zhang B., Oberg C., Stauffer B., Caron D.A.:** *Design and development of a wireless robotic networked aquatic microbial observing system*. Environ. Eng. Sci., 24, 205–215 (2007).
22. **Trump B.F., Arstila A.U.W.:** *Principles of pathobiology*. (La Via M.F., Hill R.B., eds.), Oxford University Press, London. 1971.
23. **Tudisco S., Musumeci F., Scordino A., Privitera G.:** *Advanced research equipment for fast ultraweak luminescence analysis*. Rev. Sci. Instrum., 74, 4485–4490 (2003).
24. **Wang Y-y., Wang J-g., Ma Y-q., Su Z., Zhao K-j., Zhang Z-l., Zheng Y-y., Liu Ch-x.:** *Kinetics of low level chemiluminescence from plant leaf smoked by air pollutants*. J. Environ. Sci., 10, 43–48 (1998).
25. **Zacchini M., Rea E., Tullio M., de Agazio M.:** *Increased antioxidative capacity in maize calli during and after oxidative stress induced by a long lead treatment*. Plant Physiol. Biochem., 41, 49–54 (2003).

## Reception of Environmental Stimuli by *Characeae* Algae Manifested by Ultraweak Luminescence

### Abstract

Protecting the environment requires ensuring such conditions that organisms living in it did not suffer permanent damage to their structures and life functions. This also applies to algae living in the aquatic environment. Some species of water flora especially quickly react to negative stimuli arriving from the environment. Their reactions to experienced stress may be a subtle criterion for assessing the condition of aquatic environment. To this kind of plants belong *Chara*, which are bioindicators of water quality. Their response to applied envi-



ronmental stimuli is rapid changes of the electrical parameters of the cell membrane. Our research shows that there is also a change in the intensity of ultraweak luminescence (UWL) generated by these plants. UWL is a phenomenon that continuously accompanies processes occurring in living cells and its intensity is less than the threshold sensitivity of the human eye. The method of measurement of this little known way of *Chara*'s response to environmental stimuli has the advantage that it is completely non-invasive for the test material. Non-invasiveness is due to the fact that the radiation emitted from the samples is measured outside the cell membrane separating the living matter from the surrounding environment.

In our study, after exposure to a selected stimulus, three types of responses of plant cells were observed: 1) – after a temporary increase of UWL, there is a return to the level of light corresponding to undisturbed homeostasis (e.g. when ascorbic acid is added to the environment); 2) – after a temporary increase in the UWL, the emission of photons slightly falls and stabilizes at a new higher level of illumination (when the stress stimulus is e.g. lead acetate, the emission intensity is 2.2 times larger than in the beginning); 3) – after a sudden and significant increase of UWL, the high emission level is maintained for many hours (e.g. after adding sucrose follows a 20-fold increase of UWL).

UWL curves obtained in our experiments correlate with the changes of entropy corresponding to the disturbance of homeostasis in individual cases, depending on the applied stimulus. Respectively: for 1) – an increase of entropy is temporary and is followed by a return to values before the application of the stimulus, 2) – a lasting change occurs, which consists in an increase of entropy to a new fixed level, 3) – change in entropy is so large that its value exceeds the so-called point of no return, which means that the disorder of homeostasis leads to cell death.

The application of luminescence imaging technique Single Photon Counting Imaging (SPCI) to the test cells have revealed that the emission of photons from different parts of the plant has a different intensity. When the plant suffered mechanical damage by cutting pseudoleaves, the emission from the damaged sites increased dramatically. This observation allows the damage to be located. Thanks to SPCI technique, it is also possible to track over time any repair processes.

The clear differentiation of UWL kinetics leads to the conclusion that monitoring its intensity can be a good research tool in environmental protection. It makes it possible to determine whether chemicals found in the aquatic environment are harmful to a given species of plants. It can be also assessed whether the degree of the harm threatens the entire population with extinction. Thus, the presented method can be used as an ecotoxicity test.



## Modelowanie skraplania czynników chłodniczych w obszarze pary przegrzanej

*Magdalena Florianowicz, Łukasz Bohdal*  
*Politechnika Koszalińska*

### 1. Wstęp

W wielu wymiennikach energetycznych na dopływie do skraplacza występuje para przegrzana czynnika. Wśród nich wyróżniają się skraplacze czynników chłodniczych, w których para opuszczająca sprężarkę jest zwykle znacznie przegrzana. W skraplaczu urządzenia chłodniczego mogą występować trzy charakterystyczne strefy wymiany ciepła, to znaczy: strefa schładzania pary przegrzanej *I*, skraplania właściwego *II* (dwufazowa) oraz dochłodzenia skroplin *III* [3].

W obszarze izobarycznego schładzania pary przegrzanej *I* mogą wystąpić warunki, przy których wystąpi zjawisko lokalnego skraplania czynnika w tym obszarze. Przypadki takie mają miejsce w skraplaczach chłodniczych, lecz w literaturze poświęca się zbyt mało uwagi problemowi „skraplania pary przegrzanej” [12]. Sposoby obliczenia parametrów w przekroju początku skraplania nie są jeszcze jednoznacznie zdefiniowane w literaturze. Ocenia się, że ilość ciepła odprowadzonego w jednofazowym procesie chłodzenia pary przegrzanej może wynosić nawet ponad 25% w stosunku ilości ciepła dwufazowej przemiany skraplania właściwego [2]. Istnieje zatem potrzeba właściwej oceny efektywności wymiany ciepła w skraplaczu w obszarze pary przegrzanej.

W pracy [6] przedstawiono wyniki badań skraplania czynnika R744 w poziomej rurze gładkiej o średnicy wewnętrznej  $d = 6,1$  mm dla zakresu strumienia masy ( $w \cdot \rho$ ) od 100 do 240 kg/(m<sup>2</sup>·s), przy ciśnieniu  $p$  od 5 do 7,5 MPa. Wyniki badań wykazały, że współczynnik przejmowania ciepła w strefie pary przegrzanej jest znacznie wyższy, niż wyznaczony z korelacji dla jednofazowego przepływu turbulentnego. Autorzy

stwierdzili występowanie lokalnego skraplania czynnika, gdy temperatura ścianki rury była niższa od temperatury nasycenia. Wykazano, że znaczna część ciepła była odprowadzana w postaci ciepła kondensacji, co wpływało bezpośrednio na wielkość powierzchni skraplacza.

W pracy [4] przedstawiono zmierzony rozkład temperatury w przekroju poprzecznym kanału rurowego. Wynika z niego, że podczas przepływu pary przegrzanej w rdzeniu przepływu, na ściance kanału może występować lokalne skraplanie czynnika. Wyjaśnia to jednoznacznie przyczynę wzrostu wartości współczynnika przejmowania ciepła. W pracy [12] zaproponowano zależność do obliczenia współczynnika przejmowania  $\alpha_p$  ciepła podczas lokalnego skraplania w obszarze pary przegrzanej. Zaproponowany sposób określenia wartości całkowitego współczynnika przejmowania ciepła (traktowanego jako zastępczy współczynnik przejmowania ciepła w złożonych warunkach konwekcji wymuszonej z przemianą fazową skraplania) uwzględnia wpływ zarówno procesu chłodzenia pary przegrzanej do poziomu temperatury nasycenia, jak również wymianę ciepła związaną z jej częściowym skraplaniem.

Autorzy prac [2, 3] przedstawili aktualny stan wiedzy w zakresie obliczania wymiany ciepła w strefie odbioru ciepła od pary przegrzanej czynnika chłodniczego. Z analizy wynika, iż na pewnej części strefy przegrzania pary mogą wystąpić warunki konieczne do rozpoczęcia procesu skraplania pary w tej strefie (nazywany „skraplaniem pary przegrzanej”). Jeżeli temperatura powierzchni ścianki kanału będzie niższa, od temperatury nasycenia czynnika chłodniczego przy danym ciśnieniu, wtedy taki proces może być zainicjowany. W praktyce oznacza to podział strefy schładzania pary przegrzanej na dwie części, czyli tzw. strefę bezkondensacyjną i kondensacyjną. Ponadto autorzy przeprowadzili analizę warunków pracy skraplaczy chłodniczych, które różnią się znacznie od skraplaczy stosowanych w innych urządzeniach energetycznych. W nowoczesnych urządzeniach chłodniczych, z nowymi proekologicznymi czynnikami, takimi jak R134a, R404A i R507 i wyposażonymi w sprężarki tłokowe hermetyczne, stopień przegrzania pary dopływającej do skraplacza jest wysoki i może wynosić nawet 60–80 K i więcej. Autorzy stwierdzają, iż stan wiedzy w zakresie wymiany ciepła w strefie pary przegrzanej skraplaczy chłodniczych, zwłaszcza w jej części kondensacyjnej, można uznać jako ograniczony i niepełny. Jednak nie można bezkrytycznie przenosić zależności sprawdzonych dla różnych czynników

energetycznych (w tym dla pary wodnej) w odniesieniu do czynników chłodniczych stosowanych w urządzeniach sprężarkowych.

Niniejsze opracowanie dotyczy wymiany ciepła w strefie przepływu pary przegrzanej (strefa  $I$ ) i możliwości wystąpienia sprzyjających warunków do rozpoczęcia lokalnego procesu skraplania czynnika chłodniczego. Zasadniczo problem obliczenia współczynnika przejmowania ciepła podczas skraplania czynnika chłodniczego w obszarze pary przegrzanej należy do zagadnień otwartych i pomimo faktu, że taki przypadek należy do często spotykanych w technice chłodniczej. Jest to zagadnienie słabo jeszcze rozpoznane i zazwyczaj pomijane w analizach wymiany ciepła w skraplaczach chłodniczych. Wybrane aspekty tego problemu przedstawiono w niniejszej pracy.

## 2. Model obliczeniowy

Jak podano w rozdziale 1 niewiele jest prac poświęconych skraplaniu czynników chłodniczych w obszarze pary przegrzanej. Jest to zagadnienie jeszcze stosunkowo mało poznane, co wymaga prowadzenia dalszych badań w tym zakresie. Dlatego zaproponowano uproszczony model obliczeniowy pozwalający wyznaczać wartości współczynnika przejmowania ciepła podczas skraplania czynników chłodniczych w obszarze pary przegrzanej. W opracowaniu modelu wykorzystano sugestie i zalecenia autorów innych prac, w tym *Webb'a* [12] i *Mikielewicza et al* [8].

Warunkiem rozpoczęcia procesu skraplania jest uzyskanie pary przechłodzonej czynnika w pobliżu chłodzonej ścianki kanału. Nie jest możliwe skroplenie pary przegrzanej, ale możliwe jest lokalne skraplanie pary przechłodzonej czynnika występujące niekiedy w obszarze pary przegrzanej.

W proponowanym modelu obliczeniowym przyjęto następujące założenia:

- do skraplacza dopływa para przegrzana czynnika chłodniczego,
- proces skraplania realizowany jest podczas przepływu czynnika w kanale rurowym,
- warunkiem kondensacji fazy parowej jest, aby była ona schłodzona do temperatury niższej, od temperatury nasycenia,
- schłodzenie czynnika może mieć charakter lokalny lub w całej masie pary,
- temperatura ścianki kanału  $T_w$  jest niższa od temperatury nasycenia  $T_s$  ( $T_w < T_s$ ),

- w parze przechłodzonej w warstwie przyściennej na ścianie rozpoczyna się lokalny proces skraplania,
- para przegrzana w rdzeniu przepływu ulega stopniowemu schłodzeniu.

Wielkość strumienia ciepła przekazanego od pary przegrzanej do chłodzonej ścianki kanału można podzielić na dwie składowe. Pierwsza z nich określa odbiór ciepła przegrzania schładzanej pary od temperatury  $T_p$  pary przegrzanej do temperatury nasycenia  $T_s$ , druga zaś charakteryzuje przekazywanie ciepła podczas skraplania pary nasyconej o temperaturze  $T_s$ , w warunkach dwufazowych.

Gęstość całkowitego strumienia ciepła  $q_c$  opisuje równanie:

$$q_c = q_p + q_k, \quad (1)$$

gdzie:

$q_p$  – gęstość strumienia ciepła odbieranego od pary przegrzanej (ciepło jawne),

$$q_p = \alpha_p \cdot (T_p - T_s), \quad (2)$$

$q_k$  – gęstość strumienia ciepła skraplania (ciepło utajone):

$$q_k = \alpha_k \cdot (T_s - T_n), \quad (3)$$

$\alpha_p$  – współczynnik przejmowania ciepła podczas jednofazowej konwekcji wymuszonej pary przegrzanej,

$\alpha_k$  – współczynnik przejmowania ciepła podczas skraplania właściwego w obszarze pary nasyconej mokrej,

$T_p$  – temperatura pary przegrzanej,

$T_s$  – temperatura nasycenia,

$T_n$  – temperatura niedogrzanania cieczy do temperatury nasycenia równa temperaturze wewnętrznej ścianki kanału.

W modelu uwzględniono dwa efekty cieplne, tzn. efekt schładzania pary przegrzanej i dalsze jej skraplanie w pobliżu ścianki. Wprowadzono założenie, że współczynnik przejmowania ciepła, oznaczony symbolem  $\alpha_c$ , ujmuje łącznie efektywność cieplną obu wymienionych efektów. Gęstość całkowitego strumienia ciepła  $q_c$  można przy tym założeniu opisać zależnością:

$$q_c = \alpha_c \cdot (T_p - T_n). \quad (4)$$

Równanie (4), po uwzględnieniu (2–4) przyjmuje postać:

stąd

$$\alpha_c \cdot (T_p - T_n) = \alpha_p \cdot (T_p - T_s) + \alpha_k \cdot (T_s - T_n), \quad (5)$$

$$\alpha_c = \alpha_p \cdot \left( \frac{T_p - T_s}{T_p - T_n} \right) + \alpha_k \cdot \left( \frac{T_s - T_n}{T_p - T_n} \right) \quad (6)$$

czyli

$$\alpha_c = \alpha_p \cdot \left( \left( \frac{T_p - T_s}{T_p - T_n} \right) + \frac{\alpha_k}{\alpha_p} \cdot \left( \frac{T_s - T_n}{T_p - T_n} \right) \right) \quad (7)$$

lub

$$\alpha_c = \alpha_p \cdot A, \quad (8)$$

gdzie współczynnik  $A$  jest wielkością opisaną wzorem w postaci

$$A = \left( \frac{T_p - T_s}{T_p - T_n} \right) + \frac{\alpha_k}{\alpha_p} \cdot \left( \frac{T_s - T_n}{T_p - T_n} \right). \quad (9)$$

W pracy [5] wykazano, że dla początku procesu skraplania czynnika chłodniczego w obszarze pary przegrzanej można przyjąć wartość wielkości  $A$  równą współczynnikowi  $C$  ( $A \approx C$ ), który opisano wzorem:

$$C = \frac{\Delta T_w}{\Delta T_p} = \frac{T_s - T_n}{T_p - T_s}. \quad (10)$$

Stanowi on stosunek przechłodzenia pary przy ścianie kanału  $\Delta T_w$  do przegrzania pary w rdzeniu przepływu  $\Delta T_p$ .

Współczynnik ten przyjmuje dla kanałów konwencjonalnych wartość 1,55, a w przypadku minikanalu zależy od jego średnicy wewnętrznej. Oblicza się go z zależności [10]:

$$C = 0,118 \cdot d^2 - 0,6527 \cdot d + 2,474, \quad (11)$$

gdzie  $d$  oznacza średnicę wewnętrzną minikanalu podaną w milimetrach. Dokładność tej metody, jaką uzyskano i zweryfikowano eksperymentalnie, biorąc pod uwagę łatwość prowadzenia obliczeń, jest wystarczająca dla celów inżynierskich.

### 3. Charakterystyki wewnętrzne skraplania

W modelowaniu matematycznym procesu skraplania czynnika chłodniczego w obszarze pary przegrzanej wymagane jest wykorzystanie zależności (9), w której występują wartości współczynników przejmowania ciepła:

- w obszarze jednofazowym pary przegrzanej  $\alpha_p$ ,
- podczas skraplania czynnika chłodniczego w przepływie  $\alpha_k$ .

Wybór odpowiednich procedur obliczeniowych wyżej wymienionych współczynników bezpośrednio determinuje uzyskanie właściwych wyników obliczeń.

### 3.1. Wymiana ciepła w obszarze jednofazowym pary przegrzanej

Intensywność wymiany ciepła w obszarze jednofazowym pary przegrzanej wynika bezpośrednio z rodzaju ruchu czynnika chłodniczego (laminarny czy burzliwy) oraz z ruchu pary związanego z wymianą masy na skutek rozpoczęcia lokalnego skraplania na ściance kanału. Powoduje to dodatkowy ruch pary przegrzanej z rdzenia przepływu w kierunku podwarstwy przyściennej, znajdującej się przy chłodzonej ściance kanału. Intensyfikuje dodatkowo konwekcję wymuszoną w kanale.

Można więc zapisać, że wielkość  $q_p$  opisująca gęstość strumienia ciepła odbieranego od pary przegrzanej jest równa:

$$q_p = q_{p1} + q_{p2}, \quad (12)$$

gdzie  $q_{p1}$  i  $q_{p2}$  to wartości gęstości strumienia ciepła przenoszonego odpowiednio na drodze konwekcji wymuszonej i w wyniku ruchu przegrzanej pary z rdzenia przepływu w kierunku podwarstwy przyściennej na skutek jej kondensacji.

Na podstawie prawa Newtona równanie (12) przyjmuje postać:

$$\alpha_p \cdot (T_p - T_s) = \alpha_{p1} \cdot (T_p - T_s) + \alpha_{p2} \cdot (T_p - T_s), \quad (13)$$

czyli

$$\alpha_p = \alpha_{p1} + \alpha_{p2}, \quad (14)$$

gdzie  $\alpha_{p1}$  i  $\alpha_{p2}$  to współczynniki przejmowania ciepła, odpowiednio na drodze konwekcji wymuszonej i w wyniku ruchu przegrzanej pary z rdzenia przepływu w kierunku podwarstwy przyściennej na skutek jej kondensacji.

Wartość współczynnika przejmowania ciepła  $\alpha_{p1}$  w zakresie konwekcji jednofazowej opisują zależności w literaturze. Ich postać zależy od rodzaju ruchu pary. W zakresie kanałów konwencjonalnych zaleca się dla ruchu burzliwego pary stosować zależności *Incropera'a* i *De Witt'a*, *Colburn'a*, *Dittus'a-Boelter'a* [7] itp. W przypadku minikanalów rurowych można również stosować zależność *Dittus'a-Boelter'a*, którą wykorzystano z dobrym skutkiem.

Dodatkowy strumień ciepła  $q_{p2}$ , uwzględniający wpływ strumienia masy, towarzyszący wymianie ciepła można ująć równaniem:

$$q_{p2} = (w \cdot \rho)_k \cdot c_p'' \cdot (T_p - T_s), \quad (15)$$

gdzie:  $(w \cdot \rho)_k$  jest gęstością strumienia masy skraplającej się pary.

Gęstość strumienia masy pary  $(w \cdot \rho)_k$ , która ulega skropleniu zależy od gęstości całkowitego strumienia masy pary  $(w \cdot \rho)$ , która przepływa w kanale oraz od jej właściwości fizycznych i lokalnego stopnia ochłodzenia na ścianie kanału. Ujmuje to zależność, którą można przedstawić w postaci:

$$(w \cdot \rho)_k = m \cdot K^n \cdot (w \cdot \rho), \quad (16)$$

gdzie:

$K$  – jest liczbą związaną z ciepłem przemiany fazowej  $r$  [7]

$$K = \frac{r}{c_p' \cdot (T_s - T_n)}, \quad (17)$$

$r$  – ciepło skraplania, określone w temperaturze  $T_s$ ,

$m, n$  – współczynniki określone na drodze eksperymentalnej metodą dopasowania wyników obliczeń do wyników z badań eksperymentalnych dla czynników R134a i R404A.

Równanie (15), po uwzględnieniu zależności (17), przyjmuje postać:

$$q_{p2} = m \cdot K^n \cdot (w \cdot \rho) \cdot c_p'' \cdot (T_p - T_s), \quad (18)$$

Łączny strumień ciepła  $q_p = q_{p1} + q_{p2}$ , związany ze schładzaniem przegrzanej pary do temperatury nasycenia i ruchem jej masy, wywołanym częściowym skraplaniem można zapisać w postaci:

$$\alpha_p \cdot (T_p - T_s) = \alpha_{p1} \cdot (T_p - T_s) + m \cdot K^n \cdot (w \cdot \rho) \cdot c_p'' \cdot (T_p - T_s) \quad (19)$$

Z równania (22) wynika, że współczynnik przejmowania ciepła  $\alpha_p$  związany ze schładzaniem przegrzanej pary do temperatury nasycenia i ruchem jej masy, wywołanym częściowym skraplaniem opisuje zależność.

$$\alpha_p = \alpha_{p1} + m \cdot K^n \cdot (w \cdot \rho) \cdot c_p''. \quad (20)$$

### 3.2. Wymiana ciepła w procesie skraplania w obszarze pary przegrzanej

W wielu pracach [3, 9] zaleca się określać wartość współczynnika przejmowania ciepła podczas skraplania czynników chłodniczych w kanałach konwencjonalnych według zależności *Shah'a* [11]. Wyniki licz-



nych badań potwierdzają słuszność takiego postępowania [9]. W przypadku minikanalów rurowych zależność *Shah'a* znacznie zawyża wyniki obliczeń w stosunku do badań eksperymentalnych [10]. Zaleca się stosować zależności opracowane dla skraplania czynników chłodniczych w minikanalach rurowych. Dobrą zgodność uzyskuje się stosując zależności autorów pracy [8]. W dalszych obliczeniach stosowano zależności:

- dla konwekcji jednofazowej zależność *Dittus'a-Boelter'a* [7],
- dla skraplania czynników w kanałach konwencjonalnych zależność *Shah'a* [11],
- dla skraplania czynników w minikanalach rurowych zależność *Mikielewicza at al.* [8].

Należy wyraźnie podkreślić, że wartość całkowitego współczynnika przejmowania ciepła  $\alpha_c$ , który opisuje intensywność wymiany ciepła w kanale podczas schładzania i lokalnego skraplania pary przegrzanej jest średnią ważoną z dwóch wartości opisujących wymianę ciepła podczas konwekcji jednofazowej i przemiany skraplania w przepływie. Opisuje to zależność (6), którą można sprowadzić do postaci:

$$\alpha_c = \alpha_p \cdot \left( \frac{T_p - T_s}{T_p - T_n} \right) + \alpha_k \cdot \left( \frac{T_s - T_n}{T_p - T_n} \right) = \alpha_p \cdot A_1 + \alpha_k \cdot A_2, \quad (21)$$

gdzie współczynniki  $A_1 = \frac{T_p - T_s}{T_p - T_n}$  i  $A_2 = \frac{T_s - T_n}{T_p - T_n}$  ujmują odpowiednio

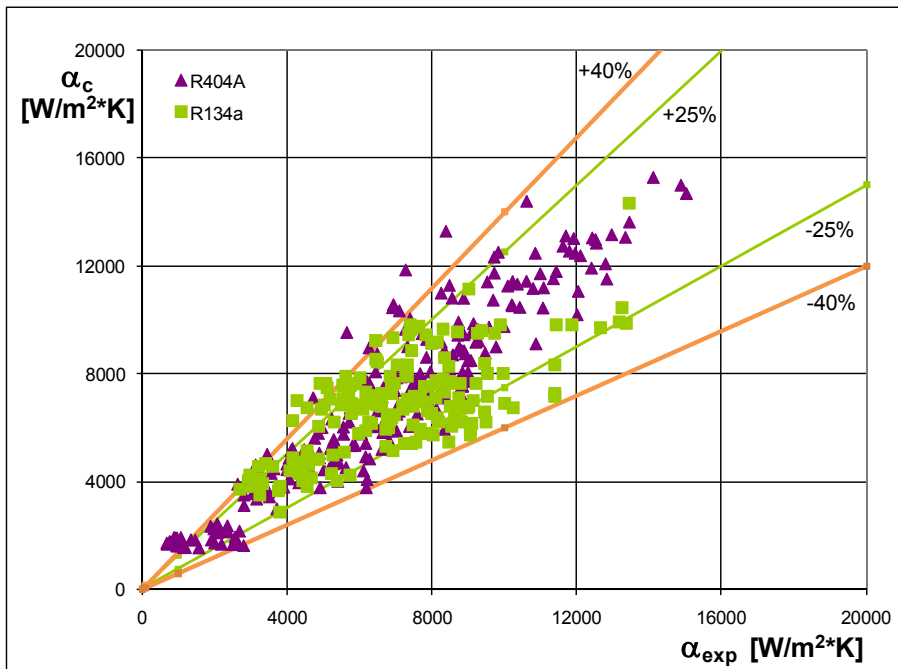
względne przegrzanie pary w rdzeniu przepływu oraz względne przechłodzenie czynnika na ścianie wewnętrznej kanału. W przypadku zaniku przegrzania pary, tzn.  $T_p \rightarrow T_s$  wartość współczynnika  $A_1$  spada do zera, a współczynnik  $A_2$  przyjmuje wartość 1. Gdy na ścianie kanału nie występuje przechłodzenie to  $A_1$  równa się 1, a  $A_2$  wynosi zero.

Wartości współczynników  $m$  i  $n$  w zależności (19), określono metodą dopasowania wyników obliczeń do wyników z badań eksperymentalnych dla czynników R134a i R404A. Zastosowano model regresji nieliniowej z metodą największej wiarygodności. Parametry  $m$  i  $n$  modelu dobrano metodami *quasi - Newton'a* i *Symplex*, które są standardowymi w pakiecie *Statistica* [1]. Otrzymano korelację eksperymentalną opisującą całkowity współczynnik przejmowania ciepła  $\alpha_c$  związany ze schładzaniem przegrzanej pary do temperatury nasycenia i ruchem jej masy, wywołanym częściowym skraplaniem. Zależność przedstawia się następująco:

$$\alpha_c = (\alpha_{pl} + 0,0005 \cdot K^{0,883} \cdot (w \cdot \rho) \cdot c_p'') \cdot A_1 + \alpha_k \cdot A_2. \quad (22)$$

Sposób obliczania wartości współczynnika przejmowania ciepła  $\alpha_c$  podano w opisie wzoru (14).

Na rys. 1 podano porównanie wartości całkowitego współczynnika przejmowania ciepła  $\alpha_c$ , uzyskanego z obliczeń według zależności (22), z wynikami badań eksperymentalnych zaprezentowanych w pracach [9, 10] dla czynników R134a i R404A, w zakresie kanałów o średnicy  $d = 0,98\text{--}13$  mm. Wyniki analizy uzyskano w granicach  $\pm 40\%$  dla obu czynników. W przedziale  $\pm 25\%$  zgodność wyników obliczeń z wynikami badań eksperymentalnych stwierdzono dla 75% punktów pomiarowych.



**Rys. 1.** Porównanie wartości całkowitego współczynnika przejmowania ciepła  $\alpha_c$  w strefie rozpoczęcia procesu skraplania z wynikami obliczeń  $\alpha_{exp}$  według zależności (22) dla czynników chłodniczych R134a i R404A,  $d = 0,98\text{--}13$  mm

**Fig. 1.** Comparison the values of total heat transfer coefficient  $\alpha_c$  in the area begin the process of the condensation with the results of calculations  $\alpha_{exp}$  according to the relation (22) for R134a and R404A refrigerants,  $d = 0,98\text{--}13$  mm

#### 4. Wnioski

1. Zaproponowano prosty model obliczeniowy wyznaczania wartości współczynnika przejmowania ciepła podczas skraplania czynnika chłodniczego w kanale w strefie pary przegrzanej. W modelu Uwzględniono dwa równoważne efekty cieplne, tzn. efekt schładzania pary przegrzanej i dalsze jej skraplania w pobliżu ścianki. Wprowadzono założenie, że współczynnik przejmowania ciepła ujemnie łącznie efektywność cieplną obu wymienionych efektów.
2. Przyjęto, że intensywność wymiany ciepła w obszarze jednofazowym pary przegrzanej wynika bezpośrednio z wymuszonego ruchu czynnika chłodniczego w kanale oraz z ruchu pary związanego z wymianą masy na skutek rozpoczęcia lokalnego skraplania na ściance kanału. Powoduje to dodatkowy ruch pary przegrzanej z rdzenia przepływu w kierunku podwarstwy przyściennej, znajdującej się przy chłodzonej ściance kanału. Intensyfikuje dodatkowo konwekcję wymuszoną w kanale.
3. Całkowita wartość współczynnika przejmowania ciepła podczas skraplania czynnika chłodniczego w obszarze pary przegrzanej jest sumą dwóch iloczynów. Pierwszy iloczyn ujemnie wartość współczynnika przejmowania ciepła w obszarze jednofazowym pary przegrzanej i jej względnego przegrzania w rdzeniu przepływu, drugi wartość współczynnika przejmowania ciepła podczas skraplania pary i jej względnego przechłodzenia na ściance kanału.
4. Wykazano, że wartość współczynnika przejmowania ciepła podczas konwekcji wymuszonej w kanale pary przegrzanej można wyznaczać z ogólnie znanych zależności bezwymiarowych podawanych w literaturze. Dotyczy to również obliczania współczynnika przejmowania ciepła dla skraplania w przepływie czynników chłodniczych. Opracowano również własną korelację eksperymentalną [22] opisującą wzrost wymiany ciepła na skutek rozpoczęcia lokalnego skraplania na ściance kanału. Wynika ona z dodatkowego ruchu pary przegrzanej z rdzenia przepływu w kierunku podwarstwy przyściennej, znajdującej się przy chłodzonej ściance kanału.
5. Porównano wartości całkowitego współczynnika przejmowania ciepła  $\alpha_c$ , uzyskanego z obliczeń według zależności (22), z wynikami badań eksperymentalnych dla czynników R134a i R404A, w zakre-

się kanałów o średnicy  $d = 0,98\text{--}13$  mm. Stwierdzono, że w przedziale  $\pm 25\%$  występuje zgodność wyników obliczeń z wynikami badań eksperymentalnych dla 75% punktów pomiarowych.

6. Zaproponowany model obliczeniowy pomimo znacznych uproszczeń może być polecany do prowadzenia obliczeń wartości współczynnika przejmowania ciepła podczas skraplania czynnika chłodniczego w kanale w obszarze pary przegrzanej. Uwzględnia on, bowiem względne przegrzanie pary w rdzeniu przepływu i względne przechłodzenie czynnika na ścianie kanału. Pozwala to prowadzić obliczenia w całym zakresie lokalnego skraplania od jego rozpoczęcia, do uzyskania skraplania właściwego, gdy temperatura pary w rdzeniu przepływu osiągnie temperaturę nasycenia  $T_s$ .

*Praca została wykonana w ramach grantu MNiSW nr N N512 456740*

## Literatura

1. **Bohdal Ł., Kukielka L.:** *Sensitivity analysis of the influence of dynamic material parameters on the blanking process and quality of the cut.* Machine Dynamics Research, Vol. 34, No 2., 14–20 (2010).
2. **Butrymowicz D.:** *Problemy poprawy efektywności energetycznej obiegów lewobieżnych.* Zeszyty Naukowe Instytutu Maszyn Przepływowych PAN, Gdańsk, nr 538/1497/2005, (2005).
3. **Czapp M.:** *Przemiany fazowe czynników w węzownicowych chłodniczych wymiennikach ciepła.* Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Koszalińskiej, Koszalin. 2002.
4. **Fujii T., Honda H., Nozu S., Ikeda T.:** *Condensation of fluorocarbon refrigerants inside a horizontal tube – proposals semi-experimental expressions for the local heat transfer coefficient and the interfacial friction factor.* Refrigeration, Tokio, vol 55, 6–12 (1980).
5. **Grzejszczak-Florjanowicz M.:** *Badanie początku skraplania czynnika chłodniczego w przepływie.* V Konferencja Studentów i Młodych Pracowników Nauki Wydziału Mechanicznego, Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Koszalińskiej, Koszalin. 2008.
6. **Kondou G., Hrnjak P.:** *Heat rejection from R744 flow under uniform temperature cooling in a horizontal smooth tube around the critical point.* Int. Journal of Refrigeration, vol. 34, 719–731 (2011).
7. **Madejski J.:** *Teoria wymiany ciepła.* Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Szczecińskiej, Szczecin. 1998.

8. **Mikielewicz D., Mikielewicz J.:** *A common method for calculation of flow boiling and flow condensation heat transfer coefficient in minichannels with account of non-adiabatic effects.* Heat Transfer Engineering, vol. 32(13), 1–9 (2011).
9. **Praca zbiorowa:** *Badanie niestabilności skraplania czynników chłodniczych wewnątrz kanałów.* Sprawozdanie do Raportu Końcowego z realizacji Projektu Badawczego KBN nr 3 T10B 017 26, stron 348 (praca niepublikowana), Koszalin. 2006.
10. **Praca zbiorowa:** *Badanie skraplania proekologicznych czynników chłodniczych w minikanalach rurowych.* Sprawozdanie do Raportu Końcowego z realizacji Projektu Badawczego MN nr N N 512 2315 33, stron 322, (praca niepublikowana), Koszalin. 2010.
11. **Shah M.M.:** *A general correlation for heat transfer during film condensation inside pipes.* Int. J. of Heat and Mass Transfer, vol. 22, 547–556 (1979).
12. **Webb R. L.:** *Convective condensation of superheated vapour.* Transactions of the ASME, Journal of Heat Transfer, vol. 120, 418–421 (1998).

### Oznaczenia

- $C$  – współczynnik, wzór (10)  
 $d$  – średnica wewnętrzna kanału rurowego, mm  
 $p$  – ciśnienie absolutne, Pa  
 $\dot{q}$  – gęstość strumienia ciepła, W/m<sup>2</sup>  
 $T$  – temperatura, °C  
 $(w\rho)$  – gęstość strumienia masy, kg/(m<sup>2</sup>·s)

### Symbole greckie

- $\alpha$  – współczynnik przejmowania ciepła, W/(m<sup>2</sup>·K)  
 $\Delta T$  – różnica temperatury, K

### Indeksy dotyczą:

- $k$  – kondensacji,  
 $n$  – niedogrzaną do temperatury nasycenia,  
 $p$  – przegrzania, stałego ciśnienia,  
 $s$  – stanu nasycenia,  
 $w$  – ścianki,  
 $x$  – wartości lokalnej,  
 “ – pary nasyconej suchej.

## **Modeling of the Refrigerants Condensation in the Superheated Vapor Area**

### **Abstract**

A simple calculation model that was proposed to determine the value of the heat transfer coefficient during of refrigerant condensation in channel in the area of superheated vapour. The model used a two thermal effects, in example the chilling effect of superheated vapour and further is condensed her near the wall. The assumption was introduced that the heat transfer coefficient recognized a total thermal efficiency of both these effects. In the single-phase area of superheated vapour was assumed that the intensity of heat transfer resulted directly from the forced movement of refrigerant in the channel and the traffic associated with the replacement of heat mass due to start of the local condensation in a channel on the wall. The additional movement of superheated vapour this causes from the flow core towards the sublayer boundary, which located at the cooled wall of the channel. The additionally intensifies the forced convection in the channel. The total value of the heat transfer coefficient during the refrigerant's condensation in the superheated vapour is the sum of two products. The first product recorded value of the heat transfer coefficient in the single-phase superheated vapour and its relative overheating in the flow core, the second heat transfer coefficient during the vapour condensation and the relative undercooling on the channel wall.

It was proved that the heat transfer coefficient during forced convection in a channel of superheated vapour can be determined according to generally known dimensionless reported in the literature. This also applies to the calculation of the heat transfer coefficient for refrigerant's condensation in the flow. Also developed their own experimental correlations which described the increase the heat transfer due to the locally condensation of the start on the channel wall. It results from the additional movement of superheated vapour in the toward the boundary sublayer from the flow core, which located at the cooled channel wall.

The value of the total heat transfer coefficient  $\alpha_c$  obtained from the calculation, compared with the results of the experimental investigations for R134a and R404A refrigerants, concerning a channel with diameter  $d = 0,98\text{--}13$  mm. It was said that in the range  $\pm 25\%$  occurs with the results of the experimental investigations compatibility the calculation results for the 75% points. Despite considerable simplifications proposed the calculation model can be recommended to conducted the calculations the value of heat transfer coefficient during the refrigerant's condensation in the superheated vapour in the channel.

Because it takes into account the relative superheating vapour in the flow core and the relative undercooling refrigerant on the wall in a channel. This allows to lead calculations of local condensation in the whole range since its inception, the proper condensation to obtain, when the vapour temperature reaches the saturation temperature  $T_s$  in the flow core.



## **Możliwości zagospodarowania odpadów organicznych, jako źródła masy organicznej w budowie podłoża trawnikowych**

*Teodor Kitczak, Henryk Czyż, Anna Kiepas-Kokot  
Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny, Szczecin*

### **1. Wstęp**

Produkty uboczne, bądź odpady, powstające przy różnych procesach produkcji, wymagają dodatkowego zagospodarowania. Wiele odpadów organicznych stanowi potencjalne źródło składników pokarmowych dla roślin zarówno uprawnych, jak i niektórych traw. Jednak niektóre z nich charakteryzują się zbyt dużą zawartością metali ciężkich. Jak twierdzi wielu autorów [2, 4, 7–9, 14] z dużym powodzeniem mogą być stosowane w produkcji roślinnej komposty wytwarzane z odpadów z pielęgnacji zieleni oraz osady ściekowe, które zawierają więcej składników pokarmowych, niż wspomniane komposty.

Rośliny użytków zielonych, a w tym trawników, w porównaniu do roślin uprawnych jednorocznych, charakteryzują się wysokim współczynnikiem pobierania składników pokarmowych (w tym również metali ciężkich) wprowadzonych z osadami do podłoża, gdyż zapewniają ciągłość pokrycia gleby [5, 10].

Trwałe utrzymywanie darni na terenach narażonych na zanieczyszczenie gleb (tereny miejskie i przemysłowe), może stanowić skuteczną barierę ochronną dla głębszych warstw gleby przed zanieczyszczeniem. Typowe zabiegi pielęgnacyjne, stosowane na trawnikach, pozwalają na wyprowadzanie biomasy poza teren zanieczyszczony, a poziom jej zanieczyszczenia nie jest zazwyczaj na tyle wysoki by uniemożliwiał zagospodarowanie tych odpadów na drodze kompostowania [6, 11].

Celem niniejszej pracy była ocena wartości nawozowej osadu ściekowego i kompostu wytworzonego z odpadów z pielęgnacji zieleni



miejskiej, jako źródła substancji organicznej, wykorzystywanej do budowy podłoża trawnikowych, oraz określenie możliwości ekstrakcji metali ciężkich z gleby przez rośliny traw.

## 2. Materiały i metody

Badania prowadzono w latach 2004–2008 na gruncie rodzimym – piasku słabo gliniastym, pochodzenia antropogenicznego. Doświadczenie jednoczynnikowe założono w układzie losowanych bloków, w trzech replikacjach. Badanym czynnikiem był rodzaj zastosowanego odpadu organicznego:

- kontrola, grunt rodzimy,
- osad stosowany doglebowo jesienią,
- kompost stosowany doglebowo jesienią.

W doświadczeniu wykorzystano mieszanę trawnikową typu *Poa pratensis*, o składzie: *Poa pratensis* – 60%, odm. „Opal” + *Festuca rubra* – 20%, odm. „Areta” + *Lolium perenne* – 20%, odm. „Pimperal”.

Komunalny osad ściekowy i kompost z odpadów pielęgnacji zieleni stosowano doglebowo jesienią – 2003 r., w dawce 20 Mg ha<sup>-1</sup> (powietrznie suchej masy), mieszając je z 10 centymetrową warstwą gruntu rodzimego. Nasiona traw wysiewano w pierwszej dekadzie kwietnia 2004 roku, stosując normę wysiewu 2 kg na 100 m<sup>2</sup>. W roku założenia doświadczenia nie stosowano nawożenia mineralnego. W kolejnych latach prowadzenia doświadczenia (2005–2008) na wszystkich poletkach stosowano nawozy mineralne, w dawkach: 60 kg N (30 kg wczesną wiosną oraz 30 kg w III dekadzie czerwca), 40 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> i 60 kg K<sub>2</sub>O – wczesną wiosną.

Badania szczegółowe obejmowały: ocenę plonu rocznego suchej masy, stanowiącego sumę plonów poszczególnych terminów koszenia trawników oraz określenie ładunków składników wprowadzonych do podłoża i pobieranych przez rośliny.

Grunt rodzimy, komunalny osad ściekowy i kompost z odpadów z pielęgnacji zieleni poddano analizom chemicznym, które obejmowały: skład elementarny (Corg, Nog, Sog., określane metodą bezpośrednią na analizatorze elementarnym), zawartość substancji organicznej (metodą żarzenia), odczyn (określono przez potencjometryczny pomiar pH, wykonany w zawiesinie wodnej i roztworze KCl, przy zachowaniu

stosunku 1:2,5 (m/V), po 24 godzinnej samoczynnej ekstrakcji), a pomiar przewodnictwa elektrycznego właściwego (przeprowadzono konduktometrycznie w zawiesinie wodnej sporządzonej, jak dla analizy pH). Wykonano także analizy zawartości wybranych metali ciężkich (Cu, Ni, Pb, Zn) w gruncie rodzimym, kompoście i osadzie oraz w zbieranych corocznie roślinach. Oznaczenia przeprowadzono na spektrofotometrze absorpcji atomowej, po uprzedniej mineralizacji próbek w stężonych kwasach mineralnych.

Na podstawie uzyskanych wyników koncentracji metali w materiale roślinnym i wielkości uzyskanego sumarycznego plonu w latach badań, obliczono ich wyнос z gleby, który przyjęto za miarę efektywności pobrania metali z podłoża.

Użyte w doświadczeniu odpady organiczne (osad ściekowy i kompost wyprodukowany z odpadów z pielęgnacji terenów zieleni miejskiej) różniły się między sobą pod względem zawartości składników. Osad ściekowy był pod tym względem znacznie bogatszy (tab. 1 i 2). Oba materiały zawierały porównywalną ilość składników w formie rozpuszczalnej, mierzonych miarą przewodnictwa elektrycznego właściwego ich zawiesin wodnych (tab. 1). Osad ściekowy pochodził z Oczyszczalni Ścieków w Reczu, gdzie do sieci kanalizacyjnej doprowadzane są ścieki z lokalnej galwanizerni, obciążonych metalami ciężkimi, głównie nikiem, cynkiem i chromem.

**Tabela 1.** Podstawowa charakterystyka materiałów użytych w doświadczeniu  
**Table 1.** The basic characteristics of the materials used in the experience

Wyszczególnienie	C org.	N og.	S og.	C:N	S org.	pH w		Przew. el.właśc. ( $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ )
	(% )				(%)	H <sub>2</sub> O	KCl	
Grunt rodzimy	3,00	0,10	-	30:1	4,27	7,92	7, 65	170,7
Osad	22,30	2,60	0,50	8,6:1	45,40	6,10	6,00	2317,7
Kompost	9,70	1,07	0,06	9,1:1	17,60	5,98	5,83	2448,0

### 3. Wyniki badań i dyskusja

Zastosowanie osadów ściekowych i kompostu w dawce 20 Mg · ha<sup>-1</sup> (powietrznie suchej masy), spowodowało wprowadzenie do podłoża wielu pierwiastków, będących składnikami pokarmowymi, a także zróżnicowany ładunek metali (tab. 2 i 3). Zastosowany w doświadczeniu kompost, charakteryzował się obciążeniem metalami na poziomie 1,5–2 krotności

zawartości metali w gruncie rodzimym. Ładunki tych metali wprowadzone z dawką kompostu były na poziomie  $0,5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ , za wyjątkiem cynku, którego ładunek był pięciokrotnie wyższy. Były to jednak ilości nieznaczne, w porównaniu do ładunków metali wprowadzonych do podłoża z taką samą ilością osadów ściekowych ( $3\text{--}46 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ).

**Tabela 2.** Zawartość metali ciężkich w materiałach użytych w doświadczeniu oraz wielkość ładunków metali wprowadzonych do gleby z osadem ściekowym i kompostem, zastosowanych w dawce  $20 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$

**Table 2.** The content of heavy metals in the materials used in the experiment and the amount of loads of metals entered into soil with the sewage sludge and compost, applied in a dose  $20 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$

Metale	Zawartość ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )			Ładunek ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) wprowadzony do gleby	
	w glebie	w osadzie	w kompoście	osadem	kompostem
Cu	16,6	1995,5	25,7	40	0,51
Ni	10,9	844,0	24,5	17	0,49
Pb	15,5	143,8	24,3	3	0,49
Zn	81,7	2827,6	126,8	46	2,54

Skład chemiczny runi w zakresie koncentracji metali ciężkich był zróżnicowany w poszczególnych wariantach doświadczenia (tab. 4). Obiekty z osadem wyróżniały się znacznie większą koncentracją analizowanych metali ciężkich w roślinach. Koncentracje metali w roślinach nie były jednak proporcjonalne do wprowadzonych do podłoża ładunków. Za czynnik zakłócający pobieranie metali należy uznać przede wszystkim materię organiczną, której źródłem był zarówno osad ściekowy (45% s. org. w s.m. osadu), jak i kompost z odpadów z pielęgnacji zieleni (18% s. org. w s.m. kompostu). Materia organiczna ma duże znaczenie w ograniczaniu pobierania metali ciężkich przez rośliny, co jest związane z ich unieruchamianiem przez makromolekularne koloidy organiczne oraz ogólną poprawą właściwości fizyko-chemicznych gleb [12].

Nie bez znaczenia w ocenie nagromadzenia metali w badanej biomase traw jest efekt rozcieńczenia metali w wyniku znacznie wyższego plonu roślin osiągniętego z obiektów z zastosowanym komunalnym osadem ściekowym (tab. 4). Wielkości pobrania metali (zwanym też ich wynosem z podłoża) obliczono na podstawie koncentracji metali w tkankach roślin i wielkości plonów.

**Tabela 3.** Wybrane parametry właściwości fizyko-chemicznych podłoży  
**Table 3.** Selected parameters of physico-chemical properties of substrates

Parametry	Warianty *	Parametry statystyczne				
		średnia	odchylenie	zmiennosc	min.	max.
pH	A	7,19			7,12	7,24
	B	6,57			6,51	6,64
	C	5,87			5,76	5,94
Substancja organiczna (%)	A	3,65	0,07	1,91	3,56	3,74
	B	5,97	0,22	3,72	5,67	6,23
	C	4,19	0,07	1,71	4,09	4,28
Cu (mg kg s.m.)	A	12,82	3,63	28,33	8,80	15,70
	B	17,86	1,54	8,63	15,60	19,80
	C	12,70	3,37	26,53	10,10	17,00
Ni (mg kg s.m.)	A	11,36	4,91	43,24	6,20	19,40
	B	25,86	15,24	58,94	9,40	43,40
	C	9,06	2,67	29,47	6,30	12,40
Pb (mg kg s.m.)	A	12,16	4,57	37,58	7,10	18,20
	B	11,62	7,61	65,48	0,10	18,70
	C	11,92	9,03	75,73	1,50	24,20
Zn (mg kg s.m.)	A	54,96	23,31	42,41	27,90	79,80
	B	82,98	31,49	37,95	33,00	113,00
	C	59,36	19,55	32,94	34,10	79,10

\* A – grunt rodzimy; B – grunt rodzimy z osadem; C – grunt rodzimy z kompostem

**Tabela 4.** Zawartość metali ciężkich w roślinach (mg kg s.m.)  
**Table 4.** The content of heavy metals in plants (mg kg s.m.)

Metale	Warianty *	Parametry statystyczne				
		średnia	odchylenie	zmiennosc	min.	max.
Cu	A	<b>11,90</b>	0,88	7,40	11,10	13,40
	B	<b>15,88</b>	3,25	20,46	10,30	18,80
	C	<b>11,40</b>	4,55	39,91	5,50	16,80
Ni	A	<b>5,62</b>	2,93	52,16	1,20	7,80
	B	<b>16,24</b>	7,45	45,86	7,90	25,40
	C	<b>6,72</b>	3,93	58,54	1,10	10,20
Pb	A	<b>2,06</b>	3,20	155,40	0,05	7,60
	B	<b>7,66</b>	9,00	117,51	0,94	18,20
	C	<b>4,57</b>	6,07	132,67	0,05	12,40
Zn	A	<b>45,64</b>	4,39	9,61	40,40	52,30
	B	<b>57,26</b>	25,45	44,44	30,40	90,40
	C	<b>43,74</b>	12,03	27,51	25,90	58,00

\* A – grunt rodzimy; B – grunt rodzimy z osadem; C – grunt rodzimy z kompostem

Nagromadzenie metali w badanej roślinności nie osiągnęło progu, kwalifikującego rośliny do hiperakumulatorów, podawanego w literaturze na poziomie 0,1% s.m. [1]. Duże zróżnicowanie pobrania metali przez rośliny w poszczególnych latach doświadczenia (wyrażone współczynnikiem zmienności) wynikało m.in. ze zmiennych w latach warunków atmosferycznych. Największym zróżnicowaniem pobrania, wśród metali, charakteryzował się ołów (współczynnik zmienności 117–153%) (tab. 4).

**Tabela 5.** Plon suchej masy ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )

**Table 5.** Dry matter yield ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )

Obiekty	2004	2005	2006	2007	2008	<b>Razem</b>
Grunt rodzimy	4,14	9,12	10,46	11,60	7,80	<b>43,12</b>
Grunt rodzimy z osadem	11,68	18,86	18,16	17,48	13,92	<b>80,10</b>
Grunt rodzimy z kompostem	8,86	16,00	15,80	12,74	11,80	<b>65,20</b>

Analizując uzyskane plony w latach badań należy stwierdzić, że dodanie do podłoża, zarówno osadu ściekowego, jak i kompostu, korzystnie wpłynęło na produktywność mieszanki trawnikowej (tab. 5). We wszystkich latach plonowanie traw na gruncie rodzimym z dodatkiem kompostu i osadu ściekowego było wyższe, niż na samym gruncie rodzimym. Sumaryczny plon uzyskany w ciągu 5 lat doświadczenia na bazie osadów ściekowych, był blisko dwukrotnie wyższy od plonu uzyskanego na obiekcie kontrolnym. Uzyskane wyniki wskazują, że mimo silnego zanieczyszczenia osadu ściekowego metalami ciężkimi, jego wprowadzenie do gruntu rodzimego nie było czynnikiem ograniczającym plonowanie roślin. Brak oznak fitotoksycznego wpływu na rośliny, a tym samym na ich plonowanie, pozwala na pozytywną ocenę przydatności darniny trawnikowej do fitoremediacji gleb. Rośliny wykorzystywane w tej technice oczyszczania gleb powinny charakteryzować się m.in. dużą tolerancją na ksenobiotyki, szybkim wzrostem i dużą biomasą [13]. Wyjątkową tolerancję zbiorowisk trawiastych na obecność w glebie ksenobiotyków podkreślają także inni autorzy [3].

Duża zawartość substancji organicznej w osadzie i w kompoście (tab. 1) stanowiła stymulację produktywności roślinności trawnikowej, a więc przyczyniła się do większego pobierania i wiązania w roślinach metali ciężkich (tab. 6). Nie bez znaczenia jest korzystny wpływ substancji organicznej na poprawę zdolności sorpcyjnej gleby, także w stosunku do wody [12].

Pobranie metali ciężkich z podłoża, wyrażające ich wynos, było zróżnicowane zarówno na obiektach doświadczenia, jak i rodzajem pobieranego metalu (tab. 6). Najwyższy wynos metali zanotowano w wariantcie z dodatkiem osadu ściekowego. Znacznie mniejszy stwierdzono na obiekcie z kompostem z odpadów z pielęgnacji zieleni, a najniższy na samym gruncie rodzimym (tab. 6). Proporcje między obiektami były zgodne z ilością metali ciężkich wprowadzonych do podłoża (tab. 7).

**Tabela 6.** Sumaryczne pobranie metali ciężkich przez rośliny z plonem

**Table 6.** Summary of heavy metals takeaway by plants with the yield

Obiekty	Pobranie metali z plonem w okresie 5 lat doświadczenia (kg·ha <sup>-1</sup> )			
	Cu	Ni	Pb	Zn
Grunt rodzimy	0,51	0,24	0,09	1,97
Grunt rodzimy z osadem	1,28	1,30	0,61	4,59
Grunt rodzimy z kompostem	0,74	0,44	0,30	2,85

**Tabela 7.** Bilans metali ciężkich w podłożach po 5 latach prowadzonych doświadczeń

**Table 7.** The balance of heavy metals in substrats after 5 years of experiments

Wyszczególnienie	Metale (kg·ha <sup>-1</sup> )			
	Cu	Ni	Pb	Zn
w podłożu z osadem ściekowym				
ładunek wprowadzony	40	17	3	46
ładunek pobrany przez trawy	1,28	1,30	0,61	4,59
ładunek pozostały	38,72	15,70	2,39	41,41
w podłożu z kompostem				
ładunek wprowadzony	0,51	0,49	0,49	2,54
ładunek pobrany przez trawy	0,74	0,44	0,30	2,85
ładunek pozostały	poniżej wprowadzonego	0,05	0,19	poniżej wprowadzonego

Wśród badanych metali stwierdzono najwyższy wynos cynku (tab. 6), którego także najwięcej wprowadzono do podłoża, szczególnie na obiekcie z osadem ściekowym (tab. 7). Pozostałe metale pobierane były w mniejszych ilościach. Podobne relacje w pobieraniu metali obserwowano w przypadku ślazu pensylwańskiego uprawianego w wa-

runkach gleby zanieczyszczonej metalami [1] oraz lnu uprawianego na obszarze objętym emisjami z hut miedzi [7].

#### 4. Wnioski

1. Zastosowane odpady organiczne (osad ściekowy – kompost odpadów z pielęgnacji zieleni) korzystnie wpływały na właściwości fizykochemiczne gruntu rodzimego, na którym założono trawnik z mieszaną trawnikową typu *Poa pratensis*.
2. Poziom plonowania mieszanek trawnikowych był proporcjonalny do ilości składników pokarmowych wprowadzonych do podłoża, a więc większe plony uzyskano na obiektach z osadem niż z kompostem.
3. Duża zawartość metali ciężkich (Cu, Ni, Pb i Zn) w osadzie ściekowym nie miała wpływu ujemnego na rozwój roślin traw.
4. Brak fitotoksycznego wpływu na rośliny pozwala na pozytywną ocenę przydatności darniny trawnikowej do fitoremediacji gleby.
5. Pobranie metali ciężkich z podłoża, wyrażające ich wynos, było proporcjonalne do zawartości ich w podłożu, a wśród metali stwierdzono największy wynos cynku.

#### Literatura

1. **Antonkiewicz J., Jasiewicz Cz., Bosak L.:** *Wykorzystanie ślazuwca pensylwańskiego do ekstrakcji metali ciężkich z gleby*. Acta Sci. Pol. Formatio Circumiectus, Z. 5 (1), 63–73 (2006).
2. **Barabasz A., Wojtas S., Dybek E., Antosiewicz D.M.:** *Przydatność roślin zmodyfikowanych genetycznie dla celów fitoekstrakcji i fitoewaporacji*. Biotechnologia, nr 2 (81), 68–83 (2008).
3. **Baryła R., Sawicka J., Kulik M., Lipieńska H.:** *Content of components in some grass species irrigated with purified sewage*. J. Elementol. Nr 14 (1), 5–12 (2009).
4. **Bosiacki M.:** *Phytoextraction of cadmium and lead by selected cultivars of Tagetes erecta L. Part I., Effect of Cd and Pb on yielding*. Acta Sci. Pol., Hortolum Cultus, 8 (2), 3–13 (2009).
5. **Czyż H., Kitczak T.:** *Przydatność mieszanek trawiastych do rekultywacji gruntów bezglebowych z wykorzystaniem materii organicznej*. Zesz. Nauk. Uniw. Zielona Góra, 133, 68–75 (2007).

6. **Czyż H., Kitzczak T.:** *Przydatność gatunków traw i surowców odpadowych do rekultywacji hałd z popioło-żużli.* Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 518, 45–52 (2007a).
7. **Grzebisz W., Potarzycki J., Cieśla L.:** *Ekstrakcja metali ciężkich przez rośliny włókniste z gleb zanieczyszczonych emisjami z hut miedzi.* Część II. Len., ZPPNR, Z. 460, 697–708 (1998).
8. **Karczewska A., Kabała C., Gałka B., Kocan K., Orlów K.:** *Zmiany rozpuszczalności miedzi, cynku i ołowiu oraz ich pobieranie przez kukurydzę w doświadczeniu nad zastosowaniem indukowanej fitoekstrakcji z gleb zanieczyszczonych emisjami hut miedzi.* Roczniki Gleboznawcze, Tom LIX, Nr 3/4, 97–107 (2008).
9. **Karczewska A., Gałka B., Szopka K., Kabała C., Dewońska K.:** *Wpływ zróżnicowanego dawkowania biodegradowalnego EDDS na pobieranie miedzi i innych pierwiastków metalicznych przez kukurydzę z gleb zanieczyszczonych.* Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, Nr 41, 555–562 (2009).
10. **Krzywy E., Maciorowski R., Czyż H., Kitzczak T.:** *The chemical composition of reclamation subsoils and the grass mixture cultivated on the reclamation model located at power plant “Dolna Odra”.* [w:] „Chemistry and biochemistry in the agricultural production, environment protection, human and animal health” (ed. by H. Górecki, Z. Dobrzański, P. Kafarski). Czech-Pol-Trade, Chemistry for Agriculture vol. 7, 525–531 (2006).
11. **Krzywy E., Zawadzińska A., Klessa M.:** *Badania przydatności podłoży z udziałem kompostów z komunalnego osadu ściekowego do uprawy roślin ozdobnych.* Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 518, 101–118 (2007).
12. **Kwiatkowska-Malina J., Maciejewska A.:** *Wpływ materii organicznej na pobieranie materii organicznej na pobieranie metali ciężkich przez rzodkiewkę i facelię.* Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, Nr 40, 217–223 (2009).
13. **Marecik M., Marecik T., Króliczak P., Cyplik P.:** *Fitoremediacja – alternatywa dla tradycyjnych metod oczyszczania środowiska.* Biotechnologia, 3 (74), 88–97 (2006).
14. **Rączka M., Gawroński S. W.:** *Ocena przydatności do fitoremediacji drzew i krzewów ozdobnych z rodziny motylkowych.* Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu, CCCLVI, 181–188 (2004).



## Possibilities of Organic Waste Utilisation as a Source of Organic Matter in the Construction of Lawn

### Abstract

The purpose of this study was to assess the fertilizer value of sewage sludge and compost produced from green waste obtained from municipal care of green areas, as a source of organic matter used for the construction of lawn substrates and to determine the possibility of extracting heavy metals from soil by grasses.

Research was carried out in the years 2004–2008 on the native ground – low loamy sand of anthropogenic origin. Univariate experience was established in randomized blocks in three replications. Tested factor was the type of organic waste: control - native ground, sewage sludge applied onto soil in autumn and compost applied onto soil in autumn. In the experience was used a mixture of lawn, type: *Poa pratensis*, composed of *Poa pratensis* – 60%, var. „Opal” + *Festuca rubra* - 20%, var. „Areta” + *Lolium perenne* - 20%, var. „Pimperal”.

Specific studies include: assessment of the annual dry matter yield which is the sum of individual terms of mowing the lawns and to identify loads of components placed in to the ground and collected by the plant. The size of metals collection by plants was calculated based on the concentration of metals in plants tissues and the yield.

Organic wastes that have been applied (sewage sludge – compost from green wastes from green areas) favorably impacted on the physico-chemical properties native ground, on which was established lawn with a mixture of lawn, type *Poa pratensis*. The level of lawn mixtures yield was proportional to the nutrient content in sewage sludge and compost. High contents of heavy metals (Cu, Ni, Pb and Zn) in sewage sludge did not have negative effect on grasses growth. Lack of phytotoxic effects on plants allows for positive evaluation of suitability for lawn turf for soil phytoremediation. Collecting of heavy metal from soil was proportional to their content in the substrate. Among the all metals the largest takeaway were found for zinc.

The largest takes of metals were found in the variant with the addition of sewage sludge. Much less has been found on the object with compost from green waste obtained from municipal care of green areas, and the smallest was found on the home soil. The proportion between the objects were compatible with the amount of heavy metals introduced into the ground. The high content of organic matter in sludge and in the compost was stimulating for the productivity of grass vegetation and therefore it has contributed to the increased absorption and binding of heavy metals in plants.



## **Źródła oraz metody badań związków arsenu w próbkach środowiskowych**

*Olimpia Burzyńska, Izabela Siebielska  
Politechnika Koszalińska*

### **1. Wstęp**

Arsen zajmuje 20 miejsce pod względem rozpowszechnienia wśród wszystkich pierwiastków w skorupie ziemskiej [7]. Elementarny arsen ma kolor stalowo-szary [15]. W połączeniu z innymi pierwiastkami (np. żelazem, siarką, niklem, miedzią, ołowiem, kobaltem) tworzy ponad 200 różnych minerałów. Najczęściej występuje w postaci: arsenopiryty, lelingitu, orpimentu i realgaru [7, 10, 12].

W celach przemysłowych wykorzystuje się głównie tlenek arsenu III, który powstaje jako produkt uboczny przy wytopie rud miedzi, ołowiu, niklu i złota [11]. Arsen i jego związki mają szerokie zastosowanie w przemyśle. Przez długi czas powszechnie używano go do produkcji pestycydów, jednakże ze względu na toksyczność, w latach 1980–1990 USEPA stopniowo wycofywała pestycydy arsenowe z zastosowań rolniczych. Obecnie wykorzystuje się związki arsenu jako impregnaty do drewna, w garbarstwie, w produkcji szkła oraz w przemyśle metalurgicznym. Domieszki arsenu poprawiają właściwości antykorozyjne innych metali. Mają one szczególne znaczenie w produkcji baterii, części samochodowych, półprzewodników i diod świecących. Fenylove pochodne arsenu stosuje się jako dodatki do pasz dla drobiu i trzody chlewnej. Od starożytności do drugiej połowy XX wykorzystywano arsen również jako środek do produkcji leków. Potwierdzone działanie rakotwórcze związków arsenowych przyczyniło się do wycofania ich z farmakologii [7, 11, 14, 15, 22].

Arsen w wysokim stężeniu jest silnie toksyczny. Symptomy ostrego zatrucia pojawiają się ok. 30 minut po spożyciu i są bardzo zróżnicowane w zależności od postaci arsenu, jego ilości oraz drogi wnikania do organizmu. Do najczęstszych skutków zatrucia arsenem należą: uszkodzenie żołądka i jelit (nudności, wymioty, biegunka), skurcze mięśni, obrzęki, zaburzenia czynności serca, zmiany skórne (na dłonie i stopy). Długotrwałe narażenie na kontakt z arsenem lub spożycie go w większej ilości może powodować poważne szkody w układzie pokarmowym, oddechowym i krwionośnym oraz prowadzić do nowotworów skóry, płuc, wątroby i nerek. Arsen jest jedną z substancji, której działanie rakotwórcze zostało potwierdzone naukowo [7, 11, 15, 22].

Największe zagrożenie skażeniem organizmów ludzkich arsenem występuje w Meksyku, Indiach, Bangladeszu, Chinach, Tajlandii, Wietnamie, Laosie, USA i Kanadzie, ze względu na dużą zawartość arsenu w minerałach i osadach. W Europie zagrożenie dotyczy terenów położonych w sąsiedztwie kopalń i hut [4, 7, 9, 15, 22].

## **2. Źródła arsenu**

### **2.1. Naturalne źródła arsenu**

Arsen powszechnie występuje w skorupie ziemskiej (0,00018%). Do naturalnych źródeł arsenu w przyrodzie zalicza się erupcje wulkanów (ok. 17000 ton rocznie) oraz wietrzenia i ługowania skał osadowych i magmowych. Związki arsenu, pochodzące ze skał, łatwo rozpuszczają się w wodzie i wraz z nią mogą się rozprzestrzeniać. Przyczynia się to do wzrostu zawartości arsenu w rzekach, jeziorach i wodach gruntowych.

Bogatym źródłem arsenu są także gorące źródła oraz rudy hydrotermalne. Arsen występuje również w osadowych skałach dna morskiego i paliwach kopalnych (węgiel, ropa naftowa) [2, 3, 7, 10, 12, 15, 22–24].

Arsen pochodzenia naturalnego powstaje w wyniku następujących procesów: utlenianie minerałów zawierających arsen i siarkę - takich jak arsenopiryty, realgar oraz orpiment, desorpcja z tlenków i wodorotlenków (głównie tlenków żelaza, glinu i manganu), redukcja uwodnionych związków żelaza, uwalnianie arsenu z wód geotermalnych oraz ługowanie ze związków siarki przez węglany [9, 22–24].

## **2.2. Działalność człowieka jako źródło arsenu**

Ilość arsenu pochodzenia antropogenicznego trzykrotnie przewyższa jego zasoby pochodzące ze źródeł naturalnych. Działalność człowieka powoduje rozprzestrzenianie się arsenu w środowisku oraz zwiększa jego zawartość w organizmach [7].

Do największych producentów arsenu należą: Chiny, Rosja, Francja, Meksyk, Niemcy, Peru, Namibia, Szwecja i USA – razem wytwarzają około 90% światowej produkcji [7].

Znaczna część arsenu pochodzi z wydobywania i przetwórstwa metali nieżelaznych, spalania paliw kopalnianych, produkcji środków ochrony drewna, produkcji i wieloletniego używania pestycydów arsenowych oraz ze składowania i utylizacji odpadów [3, 7, 14, 15, 22].

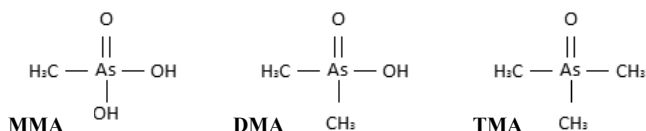
W latach 80. XX wieku ok. 80% arsenu w organizmach ludzkich pochodziło z rolnictwa. Powszechnie używano wtedy związków arsenu, jako insektycydów (np. zieleń paryska, arsenian ołowiu, arsenian wapnia, arsenian cynku, arsenian magnezu) oraz herbicydów (np. arsenian III sodu), jednak ze względu na szkodliwość dla zdrowia ludzi wycofano je ze stosowania w rolnictwie. Problem został jednak tylko częściowo rozwiązany, ponieważ długi okres stosowania pestycydów arsenowych wpłynął na zwiększenie zawartości arsenu w glebach uprawnych, wodach gruntowych i powierzchniowych oraz w roślinach i zwierzętach. Ponadto brak skutecznej metody utylizacji wycofanych z obrotu i przeterminowanych środków ochrony roślin sprawia, że zalegają one do tej pory na składowiskach odpadów niebezpiecznych [7, 15, 22].

## **3. Formy występowania i przemiany arsenu**

Arsen w przyrodzie występuje na czterech stopniach utlenienia (-III, 0, +III, +V). Stopień utlenienia arsenu zależy od ilości sorbentu, pH, potencjału redox oraz aktywności mikrobiologicznej. Najczęściej arsen w związkach nieorganicznych przyjmuje +III lub +V stopień utlenienia [8]. W warunkach tlenowych występuje jako As +V a w warunkach z ograniczonym dostępem tlenu i beztlenowych jako As +III [4]. Nieorganiczne formy arsenu są bardziej toksyczne niż formy organiczne, a As +3 jest bardziej toksyczny niż As +V [9, 21, 22, 23].

Arsen reaguje z tlenkami i wodorotlenkami żelaza, glinu i manganu, siarką, fosforem oraz z anionami węglanowymi [22].

Arsen w glebie występuje w formach nieorganicznych, ale w środowisku tlenowym na skutek działalności mikroorganizmów mogą powstawać formy organiczne. Pod wpływem bakterii *Escherichia coli*, *Flavobacterium sp*, *Methanobacterium sp* oraz grzybów *Aspergillus glaucus*, *Candida humicola* następuje metylacja (jednoczesne utlenianie As +III do As +V oraz redukcja  $\text{CH}_3^+$  do  $\text{CH}_3^-$ ). W wyniku metylacji arsenu powstają formy: kwas monometyloarsenowy (MMA), kwas dimetyloarsenowy (DMA) i tlenek trimetyloarsenu (TMA) [3, 7, 14, 21].



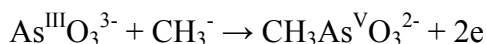
**Rys. 1.** Organiczne formy arsenu

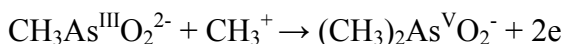
**Fig. 1.** Organic forms of arsenic

W środowisku wodnym arsen tworzy następujące związki: kwas arsenowy III ( $\text{H}_3\text{AsO}_3$ ), kwas arsenowy V ( $\text{H}_3\text{AsO}_4$ ), bezwodnik kwasu arsenowego V ( $\text{As}_2\text{O}_5$ ), arseniany sodu, potasu, wapnia i innych metali, siarczki ( $\text{As}_2\text{S}_3$ ,  $\text{AsS}$ ,  $\text{HAsS}_2$ ,  $\text{HAsS}^{3-}$ ). W wodach gruntowych nie występują organiczne formy arsenu. Jedynie wody powierzchniowe i ścieki mogą zawierać również formy organiczne: MMA, DMA, TMA, arsenocholinę, trimetyloarsynę i jej tlenki, arsenobetainę [4, 5, 7, 22].

Typową postać arsenu w powietrzu stanowi mieszanina arsenianów III i arsenianów V lub tlenek  $\text{As}_2\text{O}_3$  [19]. Arsen zawarty w powietrzu utlenia się a następnie reaguje z ditlenkiem siarki ( $\text{SO}_2$ ) i ditlenkiem węgla ( $\text{CO}_2$ ) [20].

Organizmy żywe szybciej absorbują łatwo rozpuszczalne formy arsenu (najczęściej w postaci anionów). 70–90% arsenu zawartego w roślinach stanowią formy nieorganiczne. W rybach i skorupiakach morskich, pochodzących ze skażonych obszarów wykryto organiczne formy arsenu (arsenocholinę i arsenobetainę). Również człowiek łatwiej przyswaja aniony arsenu. Absorbowany arsen As +V szybko redukuje się do As +III (proces zachodzi we krwi) a następnie ulega metylacji do form MMA i DMA. Przebieg procesu obrazują równania reakcji:





Chociaż procesy przemian nie zostały jeszcze dokładnie wyjaśnione, ale stwierdzono, że głównymi ośrodkami metylacji arsenu (wątroba, płuca i nerki). Część arsenu, który dostaje się do organizmu człowieka jest wydalana z moczem (w formie MMA i DMA) a część gromadzi się we włosach, paznokciach i zębach [2, 7, 11, 18, 20–22].

## 4. Frakcjonowanie arsenu

Frakcjonowanie jest procesem umożliwiającym wydzielenie poszczególnych związków arsenu zawartych w próbce środowiskowej. W tym celu używa się roztwory ekstrahujące o różnym składzie w odpowiedniej kolejności. Próbę poddaje się wielokrotnej ekstrakcji z użyciem coraz silniej działających odczynników. Następnie oznacza się zawartość każdej frakcji w ekstraktach przy użyciu metod spektrofotometrycznych. Frakcjonowanie dostarcza informacji nie tylko o całkowitej zawartości arsenu w badanej próbce, ale także określa biodostępność oraz mobilność badanych związków [1, 6, 16, 17].

### 4.1. Przygotowanie próby

Badaną próbkę należy wysuszyć w temperaturze 105°C przez 12 h. Następnie przesiać przez sito o wielkości oczek 2 mm i dokładnie wymieszać w celu ujednorodnienia.

### 4.2. 7-stopniowa ekstrakcja wg Leleyter i Probst (1999) [13]

I Etap – związki arsenu rozpuszczalne w wodzie

1 g wysuszonej próby ekstrahuje się z użyciem 40 ml wody dejonizowanej (o przewodności > 18 MΩcm) przez 16 h w temp. 25°C. Następnie odwirowuje się pozostałość po ekstrakcji w czasie 30 min, z prędkością 3000 obr/min.

II Etap – związki arsenu ulegające wymianie jonowej

Pozostałość z I etapu ekstrahuje się z użyciem 40 ml 1M octanu amonu przez 2 h w temp. 25°C. Następnie odwirowuje się pozostałość po ekstrakcji (czas 30 min, prędkość 3000 obr/min).

III Etap – związki arsenu rozpuszczalne w kwasach, związane z węglanami

Pozostałość z II etapu ekstrahuje się z użyciem 40 ml 0,1M kwasu octowego przez 16 h w temp. 25°C. Następnie odwirowuje się pozostałość po ekstrakcji (czas 30 min, prędkość 3000 obr/min).

IV Etap – związki arsenu łatwo redukujące się, związane z tlenkami manganu

Pozostałość z III etapu ekstrahuje się z użyciem 40 ml 0,1M chlorowodoru hydroksyloaminy (roztwór w 0,01M kwasie azotowym V, pH = 2) przez 0,5 h w temp. 25°C. Następnie odwirowuje się pozostałość po ekstrakcji (czas 30 min, prędkość 3000 obr/min).

V Etap – związki arsenu umiarkowanie redukujące się, związane z amorficznymi tlenkami żelaza

Pozostałość z IV etapu ekstrahuje się z użyciem 40 ml 0,25M chlorowodoru hydroksyloaminy (roztwór w 25% kwasie octowym) przez 16 h w temp. 25°C. Następnie odwirowuje się pozostałość po ekstrakcji (czas 30 min, prędkość 3000 obr/min).

VI Etap – związki arsenu słabo redukujące się, związane z krystalicznymi tlenkami żelaza

Pozostałość z V etapu miesza się z 40 ml 0,2M szczawianem diamonu buforowanym w 0,1 kwasie askorbinowym (pH = 3,25). Przez 0,5 h należy trzymać w łaźni wodnej w temp. 96°C. Następnie odwirowuje się pozostałość po ekstrakcji (czas 30 min, prędkość 3000 obr/min).

VII Etap – związki arsenu utleniające się, związki organiczne i związane z siarką

Pozostałość z etapu VI ekstrahuje się z użyciem 10 ml 30% ditlenku wodoru przez 1 h w temp. 25°C. Następnie odparowuje się w łaźni wodnej przez 1 h w temp. 85°C, dodaje 10 ml 30% ditlenku wodoru i ekstrahuje przez 1 h w temp. 85°C. Ekstrakt odparowuje się do uzyskania 5 ml roztworu, po czym dodaje 50 ml 1M octanu amonu (roztwór w kwasie azotowym V, pH = 2) i ekstrahuje przez 16 h w temp. 25°C.

Po każdym etapie (z pominięciem etapu I) należy płukać próbę przez 10 min z użyciem 20 ml wody dejonizowanej (po płukaniu wodę można wylać) [13].

## **5. Metody oznaczania arsenu**

### **5.1. Spektrometria masowa z plazmą sprzężoną indukcyjnie ICP-MS**

Wodne roztwory badanych próbek poddaje się pneumatycznej nebulizacji w plazmie. Konwersja energii powoduje desolwatację, atomizację i jonizację. Jony są wyodrębnione z plazmy wskutek działania próżni i rozdzielone na podstawie ich masy przez spektrometr masowy. Spektrometr masowy może pracować w trybie pełnego skanowania lub selektywnego monitorowania jonów, przy czym przy selektywnym monitorowaniu jonów, czas pracy detektora jest, ale zwiększa się czułość metody. Połączenie ICP-MS można wykorzystywać do analizy prób o całkowitej zawartości arsenu 0,4 µg/l [8, 9, 20].

### **5.2. Atomowa spektrometria emisyjna z wzbudzeniem masowym ICP-AES**

Metoda analizy oparta na pomiarze charakterystycznych linii widma atomowego przy użyciu spektroskopii optycznej. Wodne roztwory próbek wprowadza się do urządzenia za pomocą specjalistycznej pompy lub nebulizatora pneumatycznego. Specyficzne elementy emitują widma (ICP) i są rozpraszane na siatce spektrometru. Intensywność linii poszczególnych widm monitoruje urządzenie światłoczułe. Ilość analitu docelowego określa się przez porównanie widma każdego elementu ze widmami wzorcowymi. Aby zwiększyć czułość metody można zastosować modyfikacje w postaci zmiany położenia palnika (najkorzystniejsze ułożenie poziome) lub sposobu wprowadzania próbki (przez nebulizację ultradźwiękową). Metoda umożliwia oznaczanie prób o zawartości arsenu całkowitego do 3 µg/l [20].

### **5.3. Atomowa spektrometria absorpcyjna z techniką generacji wodorków HG-AAS**

Oznaczenie całkowitej zawartości arsenu wymaga wcześniejszego wytrawienia próbki kwasem (zaleca się kwas siarkowy IV lub kwas azotowy V). Następnie zachodzi reakcja arsenu z cynkiem i kwasem solnym lub borowodorkiem sodu. W jej wyniku arsen(III) tworzy lotne wodorki



(np. arsyna). Lotne wodorki arsenu spalane są w obecności argonu i tlenu lub ogrzewane w komorze kwarcowej. Wiązka światła jest kierowana na detektor, który mierzy ilość światła pochłanianego przez arsyne. Absorbancja próbki zostaje zarejestrowana i porównana z wartościami wzorcowymi. HG-AAS umożliwia oznaczanie prób o bardzo małych zawartościach arsenu (od 10 ng/l) [20].

#### **5.4. Atomowa spektrometria absorpcyjna z atomizacją w piecu grafitowym GF-AAS**

Do oznaczania arsenu za pomocą GF-AAS wykorzystuje się próbki o małej objętości (5–50  $\mu$ l). Próbkę wstrzykuje się do grafitowej rury pieca. Tam następuje ogrzewanie próby, które powoduje jej suszenie, zwięglanie i atomizację. Wiązka światła przechodzi przez monochromator do detektora, który mierzy ilość światła absorbowanego przez wolne atomy. Znając ilość światła absorbowanego przez wolne atomy, na podstawie liniowej krzywej kalibracji, można określić stężenie analitu [20].

Ciekawą odmianę tej metody stanowi STP-GFAAS. Różni się od GF-AAS tym, że próbkę aplikuje się na małą grafitową platformę. Zastosowanie platformy umożliwia bardziej efektywne rozpylenie analitu i dzięki temu zwiększenie czułości. Zwiększenie poziomu wykrywalności można uzyskać również przez wielokrotną aplikację próbki, ale zwiększa się także objętość całkowita wstrzykiwanej próbki [20].

#### **5.5. Inne metody oznaczania arsenu**

Do pozostałych metod oznaczania arsenu należą między innymi: atomowa spektrometria absorpcyjna z atomizacją płomieniową F-AAS, chromatografia gazowa GC, wysokosprawna chromatografia cieczowa HPLC oraz kapilarna chromatografia cieczowa  $\mu$ -HPLC [9].

### **6. Podsumowanie**

Badania przeprowadzone w różnych ośrodkach badawczych na świecie wykazują obecność związków arsenu w odpadach. Jednakże do tej pory nie opracowano optymalnej metody usuwania tych związków z odpadów biodegradowalnych które są poddawane kompostowaniu. Dlatego celowe wydaje się przeprowadzenie badań w kierunku określenia mobilności i biodostępności związków arsenu, zawartych w kompostowanym materiale

## Literatura

1. **Bień J., Chlebowska-Ojrzyńska M., Zabochnicka-Świątek M.:** *Ekstrakcja sekwencyjna w osadach ściekowych*. ECOpole'09, 173–178 (2009).
2. **Caussy D.:** *Case studies of the impact of understanding bioavailability: arsenic*. Ecotoxicology and Environmental Safety. 56, 164–173 (2003).
3. **Datta R., Sarkar D., Sharma S., Sand K.:** *Arsenic biogeochemistry and human health risk assessment in organo-arsenical pesticide – applied acidic and alkaline soils: An incubation study*. The Science of the Total Environment. 372, 39–48 (2006).
4. **Dziubek J.:** *Badania technologiczne nad usuwaniem związków arsenu ze ścieków przemysłowych*. Ochrona Środowiska. Rok 28 Nr 4, 41–44 (2006).
5. **Habuda-Stanić M., Kuleš M., Kalajdžić, Romić Ž.:** *Quality of ground-water in eastern Croatia. The problem of arsenic pollution*. Dealination. 210, 157–162 (2007).
6. **Jeske A., Gworek B.:** *Przegląd metod oznaczania biodostępności i mobilności metali ciężkich w glebach*. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych. 49, 209–218 (2011).
7. **Mandal B.K., Suzuki K.T.:** *Arsenic round the World: a review*. Talanta. 58, 201–235 (2002).
8. **Mathieu J.L.:** *Design of a rural water provision system to decrease arsenic exposure in Bangladesh*. MIT. California. 2008.
9. **Mattusch J, Wenrich R.:** *Novel Analytical Methodologies for the Determination of Arsenic and other Metalloid Species in Solids, Liquids and Gases*. Microchimica Acta. 151, 137–139 (2005).
10. **Melamed D.:** *Monitoring arsenic in the environment: a review of science and technologies with the potential for field measurements*. Analytica Chimica Acta. 532, 1–13 (2005).
11. **Piotrowski J.K.:** *Podstawy toksykologii*. WNT. Warszawa 2006.
12. **Polanski A., Smulikowski K.:** *Geochemia*. Wyd. Geologiczne. Warszawa 1969.
13. **Qi Y., Danahoe R.J.:** *The environment al fate of arsenic In surface soil contaminated by historical herbicyde application*. The Science of the Total Environment. 405, 246–254 (2008).
14. **Sarkar D., Datta R., Sharma S.:** *Fate and bioavailability of arsenic in organo-arsenical pesticide – applied soils. Part I: Incubation study*. Chemosphere. 60, 188–195 (2005).
15. **Selene C. H., De Rosa C. T.:** *Case studies – Arsenic*. International Journal of Hygiene and Environmental Health. 206, 381–386 (2003).

16. **Shiowatana J., McLaren R.G., Chanmekha N., Samphao A.:** *Fractionation of Arsenic in Soil by a Continuous-Flow Sequential Extraction Method.* Journal of Environmental Quality. 30, 1940–1949 (2001).
17. **Świetlik R., Trojanowska M.:** *Metody frakcjonowania chemicznego stosowane w badaniach środowiskowych.* Monitoring Środowiska Przyrodniczego. 9, 29–36 (2008).
18. **Thomas D.J., Waters S.B., Styblo M.:** *Elucidating the pathway for arsenic methylation.* Toxicology and Applied Pharmacology. 198, 319–326 (2004).
19. **Turpeinen R., Pantsar-Kallio M., Häggblom M., Kairesalo T.:** *Influence of microbes on the mobilization, toxicity and biomethylation of arsenic in soil.* The Science of the Total Environment. 236, 173–180 (1999).
20. **USEPA:** *Analytical Methods Support. Document For Arsenic in Drinking Water,* Washington 1999.
21. **Vather M.:** *Mechanisms of arsenic biotransformation.* Toxicology. 181-182, 211–217 (2002).
22. **Wang S., Mulligan C.N.:** *Occurrence of arsenic contamination in Canada: Sources, behavior and distribution.* The Science of the Total Environment. 366, 701–721 (2006).
23. **Widziewicz K., Loska K.:** *Multivariate Statistical analysis on arsenic occurrence in Rybnik Reservoir.* Archives of Environmental Protection, vol. 38, No. 2, 11–23 (2012).
24. **Zhang W., Cai Y., Tu C., Ma L.Q.:** *Arsenic speciation and distribution In an arsenic hyperaccumulating plant.* The Science of the Total Environment. 300, 167–177 (2002).

## **Sources and Methods of Determination of Arsenic Compounds in Environmental Samples**

### **Abstract**

The article is a review of information available in literature about arsenic and its compounds. The paper characterizes forms of arsenic that can be found in the environment, main chemical and physical transformations it undergoes, application of arsenic in industry and agriculture, dangers associated with arsenic contamination and its toxicity for humans and the environment. Natural and artificial sources of arsenic are discussed. Final part presents fractionating of arsenic in detail, as well as main methods of arsenic determination in the laboratory.



## **Gleby organiczne projektowanego użytku ekologicznego „Łąki koło Owczar”**

*Adam Sammel*

*Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny, Szczecin*

*Piotr Siuda*

*Zakład Usług Komunalnych – Wydział Lasów Miejskich, Szczecin*

*Wojciech Mrugowski*

*Ekodukolog – Usługi Konsultingowe*

### **1. Wstęp**

Problem ochrony gleb w Polsce, w porównaniu z aspektami ochrony wody i powietrza, jest traktowany jako zagadnienie drugorzędne. Gleba jest elementem siedliska najbardziej odpornym na nagłe zmiany dzięki swym zdolnościom buforowym. Jednakże obecnie stało się oczywiste, że bez niezanieczyszczonej gleby nie można mówić o czystym środowisku życia człowieka. Dlatego ważnym wydają się być wszelkie działania mające na zachowanie szczególnie cennych i bardzo podatnych na degradację gleb. Gleby organiczne należą do grupy gleb, które najszybciej ulegają przekształceniu w wyniku celowej bądź nieświadomej działalności człowieka.

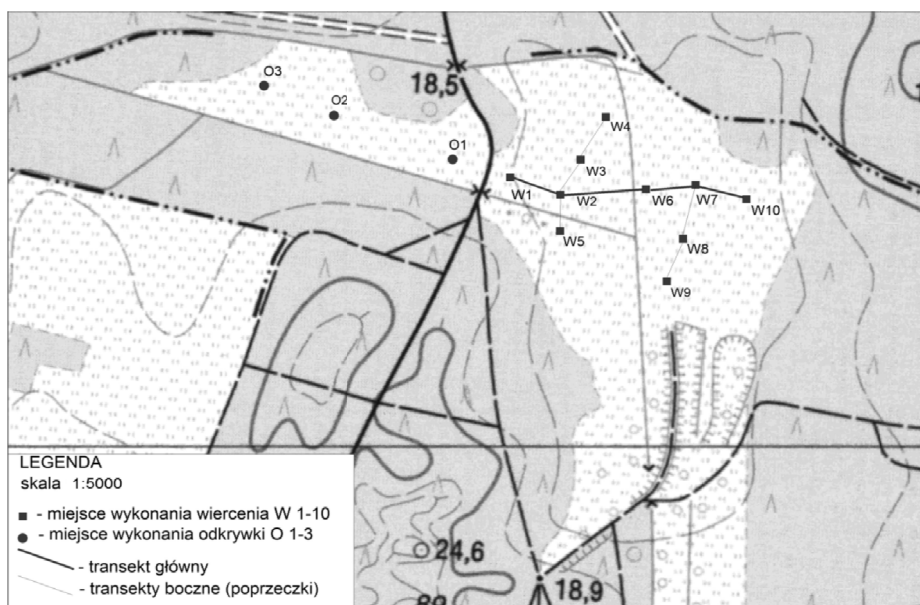
Celem prowadzonych badań było określenie przynależności systematycznej gleb oraz ocena stopnia ich degradacji ze szczególnym uwzględnieniem zawartości metali ciężkich na obszarze projektowanego użytku ekologicznego „Łąki koło Owczar”.

### **2. Materiały i metody badawcze**

Projektowany użytek ekologiczny „Łąki koło Owczar” położony jest na północny-wschód od miejscowości Wólczkowo, w gminie Szcze-

cin. Obszar użytku w całości administrowany jest przez Zakład Usług Komunalnych w Szczecinie Wydział Lasów Miejskich i obejmuje numery wydziełów leśnych – 88d, 88k, 89a, oraz 89c. Powierzchnia terenu objętego badaniami wynosi 8,97 ha.

Badania terenowe mające na celu charakterystykę występujących na projektowanym obiekcie utworów glebowych zostały przeprowadzone w miesiącach czerwiec-lipiec 2009 roku. Prace te wykonano zgodnie w zaleceniami zawartymi w *Tymczasowej instrukcji w sprawie wstępnych badań torfowisk* (1959) oraz w *Zmianach wprowadzonych do instrukcji badania torfowisk* (1961), które zamieszczone są w opracowaniu Ilnickiego (2002).



**Rys. 1.** Lokalizacja wierceń i odkrywek glebowych na projektowanym użytku ekologicznym

**Fig. 1.** Location of soils bore-holes and profiles of projected the environmental area of “Meadow near Owczar”

Obszar badań podzielony jest na dwie części, które rozdzielone są drogą śródleśną. Część wschodnią stanowi złożę torfowe zbudowane z torfu niskiego. Obszar ten nosi ślady świadczące o wydobywaniu torfu, szczególnie w południowej jego części, gdzie występują wyrobiska,

w których stagnuje woda. Na tej części wykonano łącznie 10 wierceń przy użyciu świdra torfowego. Wiercenia te wykonano jako transekt główny (W1, W2, W6, W7 i W10) oraz trzy transekty boczne (poprzeczki) pozwalające określić miąższość i zasięg złoża torfu (rys. 1). Do analiz laboratoryjnych z wierceń W2, W4 i W6, które są reprezentatywne dla tego złoża, pobrano łącznie 15 próbek glebowych. W każdym wierceniu określano cechy morfologiczne materiału glebowego pozwalające ocenić zaawansowanie procesów murszenia oraz stopień rozkładu torfu w skali von Posta.

W części zachodniej wykonano trzy odkrywki glebowe, w których wyznaczono poziomy genetyczne i pobrano materiał glebowy do analiz laboratoryjnych – 11 próbek.

Do analiz laboratoryjnych pobrano łącznie 26 próbek glebowych, w którym oznaczono:

- straty przy wyżarzaniu – poprzez spalenie materiału glebowego w piecu muflowym w temperaturze 550 – 600°C;
- odczyn gleby (pH<sub>KCl</sub>) – metodą potencjometryczną;
- składniki rozpuszczalne w mieszaninie stężonych kwasów HNO<sub>3</sub>+HClO<sub>4</sub> w stosunku 1:1 (Cd, Pb, Zn, Cu, Ni, Co, Mn, Fe), przy użyciu spektrofotometru absorpcji atomowej typu UNICAM–SOLAAR 929.

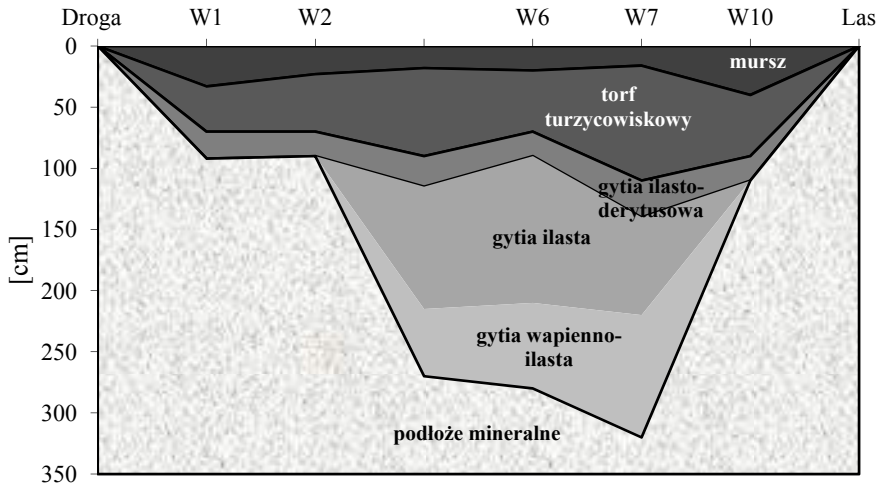
Uzyskane wyniki zestawiono w tabelach 1 i 2.

### 3. Wyniki badań i dyskusja

Charakteryzując gleby zgodnie z *Klasyfikacją gleb leśnych Polski* (2000) można stwierdzić, iż występują tam średnio głębokie (średnia miąższość ok. 100 cm) gleby murszowo-torfowe podścielone gytią ilasto-detrytusową (miąższość ok. 40 cm), która następnie, w środkowej części złoża, przechodzi w gytie ilastą (miąższość ok. 80 cm), a na głębokości ok. 200 cm w gytie wapienno-ilastą. Całkowita miąższość złoża torfowo-gytiowego wynosi w jego centralnej części 320 cm, natomiast na obrzeżach ok. 100 cm.

Miąższość poziomu murszowego wynosi w środkowej części około 20–25 cm, natomiast w strefie brzegowej dochodzi maksymalnie do 40 cm. W poziomie tym można wydzielić dwa podpoziomy: darniowy, gdzie masa glebowa związana jest przez systemy korzeniowe roślin

oraz poddarniowy, który w centralnej części torfowiska jest słabo wykształcony. Taki układ podpoziomów murszowych pozwala stwierdzić, iż omawiane złożo torfu, zależnie od lokalizacji wiercenia, jest słabo bądź średnio zmurszałe. Daje to podstawy do stwierdzenia, iż utrzymanie odpowiednio wysokiego poziomu wody umożliwi zahamowanie procesu decesji i ponowne zainicjowanie procesu torfotwórczego. Taką tezę potwierdzają obserwowane procesy zachodzące w zagłębieniach po wydobyciu torfu.



**Rys. 2.** Budowa stratygraficzna torfowiska w transekcie głównym  
**Fig. 2.** The stratigraphy of peat bog in primary transect

Poziom torfowy charakteryzuje się właściwościami typowymi dla torfu niskiego tzn. odczyn kwaśny do słabo kwaśnego, popielność w granicach 67,6 do 76,1%. Stopień rozkładu torfu H5 (w skali von Posta) oraz struktura amorficzno-włóknista, przechodząca niekiedy w kawałkową, pozwalają określić (wg Okruszki 1974) występujący w złożu torf, jako turzycowiskowy z dodatkiem drewna olesowego.

Poniżej złoża torfowego stwierdzono występowanie gytii, której miąższość w środkowej części przewyższa aktualną miąższość torfu. Jest to przede wszystkim gyttia ilasta, która w strefie sąsiadującej ze złożem torfowym zawiera dodatek materii organicznej w postaci detrytusu, natomiast warstwy położone najgłębiej wysyczone są węglanem wapnia.

**Tabela 1.** Właściwości chemiczne gleb organicznych projektowanego użytku ekologicznego „Łąki koło Owczar”  
**Table 1.** Chemical properties of organic soils of projected the environmental area of “Meadow near Owczar”

Wiercenie Bore-hole	Poziom Horizon	Głębokość Depth cm	Straty przy żarzeniu Losses of ignition %	pH <sub>KCl</sub>	Składniki rozpuszczalne w stężonych HNO <sub>3</sub> +HClO <sub>4</sub> Soluble components in the mixture of concentrated HNO <sub>3</sub> +HClO <sub>4</sub> mg·kg <sup>-1</sup>							
					Fe	Mn	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Co
W2	M1	0-15	52,1	5,04	17318	528	0,42	23,9	2,11	17,1	2,34	1,50
	M2	15-23	62,9	5,25	20992	640	0,39	15,4	1,24	11,0	2,11	1,20
	Otn	23-70	76,1	5,37	20533	626	0,22	16,0	0,88	7,1	1,23	0,90
	Ogy	70-90	6,3	5,78	7610	232	0,16	12,2	0,36	3,3	1,54	1,00
W4	M1	0-20	63,2	5,21	18565	566	0,37	24,8	1,81	15,5	2,54	1,50
	M2	20-40	64,3	5,46	21582	658	0,42	19,9	1,98	15,8	1,86	1,40
	Otn	40-70	67,6	5,78	19122	583	0,39	16,7	1,42	12,5	1,58	1,60
	O1gy	70-85	6,4	6,03	11152	340	0,17	16,5	0,66	8,6	0,88	0,40
	O2gy	85-135	4,4	5,74	8397	256	0,14	12,5	0,63	7,1	0,58	0,60
	M1	0-15	57,0	5,11	17974	548	0,30	22,3	1,92	14,8	1,98	1,30
W6	M2	15-20	58,4	5,28	18499	564	0,26	15,5	1,45	13,1	2,23	1,40
	Otn	20-70	72,9	5,56	20664	630	0,32	18,0	1,02	15,6	2,56	1,60
	O1gy	70-90	32,3	6,58	13940	425	0,23	15,0	0,84	8,7	1,69	0,90
	O2gy	90-210	5,3	6,62	7413	226	0,09	10,9	0,52	9,5	0,96	0,70
	O2gy	210-280	3,9	7,46	9854	254	0,07	9,2	0,48	9,2	0,88	0,56



**Tabela 2.** Właściwości chemiczne gleb murszowych i murzastych projektowanego użytku ekologicznego „Łąki koło Owczar”

**Table 2.** Chemical properties of muck and muckous soils of projected the environmental area of “Meadow near Owczar”

Odkrywka	Poziom Horizon	Głębokość Depth		Straty przy zarzeniu Losses of ignition %	pH <sub>KCl</sub>	Składniki rozpuszczalne w stężonych HNO <sub>3</sub> +HClO <sub>4</sub> Soluble components in the mixture of concentrated HNO <sub>3</sub> +HClO <sub>4</sub>							
		cm				Fe	Mn	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Co
						mg·kg <sup>-1</sup>							
O1	Ai	0-29		8,92	5,47	14826	452	0,20	19,7	1,68	10,2	1,56	1,60
	AiC	29-40		1,54	5,91	6757	206	0,06	3,7	0,52	6,1	0,45	0,70
	Cgg	40-150		1,47	6,02	6429	196	0,06	3,1	0,54	3,9	0,36	0,60
O2	M1	0-23		32,56	6,63	17253	526	0,30	24,9	1,89	13,3	1,88	1,30
	M2	23-45		30,09	6,01	15350	468	0,23	4,2	1,47	9,8	1,64	0,90
	Otn	45-90		29,02	5,8	15482	472	0,23	2,6	1,44	9,4	1,44	0,80
	D	90-150		4,01	6,49	9315	284	0,11	2,9	0,37	3,5	0,64	0,40
O3	M	0-32		19,06	5,24	15285	466	0,24	24,2	1,42	13,9	1,54	1,20
	MOgy	32-42		2,48	5,61	10758	328	0,11	8,4	0,67	6,7	0,98	0,70
	Ogy	42-108		1,93	6,86	8659	264	0,09	4,8	0,36	5,7	0,54	0,60
	D	108-150		1,16	6,57	9446	288	0,06	2,0	0,40	2,2	0,68	0,50

W zachodniej części projektowanego użytku ekologicznego procesy decesji (degradacji gleb organicznych) są znacznie bardziej zaawansowane. Na obszarze tym wyznaczono trzy typy gleb, dla opisu których wykonano odkrywki glebowe. Poziom wody na tym obszarze, w porównaniu z poziomem na obszarze torfowiska, jest znacznie niższy, tj. w okresie badań lustro wody gruntowej znajdowała się na głębokości ok. 120 cm.

Na obszarze sąsiadującym bezpośrednio z drogą śródleśną występują gleby zaliczane do typu murszowatych podtypu murszastych. Gleby te charakteryzują się stosunkowo niewielką ilością materii organicznej (8,9%). Natomiast gleby, które reprezentują profile glebowe O2 i O3 określono jako murszowe. Procesy murszenia są tam znacznie bardziej zaawansowane niż na części wschodniej projektowanego użytku. Miąższość poziomu murszowego wynosi średnio około 45 cm. Poniżej występuje niewielkiej miąższości poziom torfu (profil O2), bądź też poziom murszenia występuje bezpośrednio na warstwie gytii lub podłożu mineralnym. Tak daleko zaawansowane procesy decesji znacznie ograniczają szanse przywrócenia procesów torfotwórczych na tym obszarze. Ponadto są ograniczone możliwości doprowadzenia wody na tą część projektowanego użytku ekologicznego.

Omawiane gleby charakteryzują się dużym zróżnicowaniem zawartości form ogólnych mikroelementów w profilu glebowym. Najwyższą koncentracją mikroelementów wyróżniały się powierzchniowe poziomy murszowe (tab. 1), poniżej których zawartość zwykle się obniżała. Należy jednak podkreślić, iż ukazana koncentracja, w świetle granicznych zawartości metali ciężkich w powierzchniowej warstwie gleb według Kabaty-Pendias i wsp. (1995), kształtuje się na poziomie uznawanym za naturalny (stopień zanieczyszczenia – 0). Stwierdzone zawartości pierwiastków śladowych w badanych glebach pozwalają zaliczyć je do gleb niezanieczyszczonych – grupa A, według *rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie standardów jakości gleb oraz standardów jakości ziemi* (2002). Do grupy tej zaliczane są nieruchomości gruntowe wchodzące w skład obszaru poddanego ochronie na podstawie przepisów ustawy – Prawo wodne, oraz obszarów poddanych ochronie na podstawie przepisów o ochronie przyrody.

Koncentracja ołowiu w poziomie murszowym analizowanych gleb wynosi średnio  $20,3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$  Ilość ta jest wyższa o ponad 30%

niż w poziomach podpowierzchniowych ( $\bar{x} = 14,1 \text{ mg Pb}\cdot\text{kg}^{-1}\text{s.m.}$ ). Stwierdzona zawartość mieści się w granicach uznawanych za naturalne w glebach organicznych przez Kabatę-Pendias i Pendiasa (1999). Podobną koncentrację tego pierwiastka w analogicznych typach gleb oznaczyli Niedźwiecki i wsp. (1999).

Zawartość cynku w poziomie murszowym wynosi średnio  $14,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{s.m.}$ , natomiast w głębszych poziomach odnotowano przeciętnie  $9,66 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{s.m.}$  Uzyskane wartości mieszczą się również w przedziale średnich naturalnych wartości dla gleb organicznych ustalonych przez Czarnowską (1996).

Zawartość niklu w omawianych wynosi średnio  $2,18 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{s.m.}$  w poziomie murszowym oraz głębszych poziomach torfu i gytii  $1,32 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{s.m.}$  Uzyskane wyniki są znacznie niższe od średniej naturalnej zawartości tego mikroelementu dla gleb organicznych podawanej przez Kabatę-Pendias i Pendiasa (1999) oraz Terelaka i wsp. (2000).

Mangan oraz żelazo są mikroelementami, których koncentracja jest najwyższa spośród oznaczanych pierwiastków śladowych. Są to pierwiastki, które charakteryzują się stosunkowo łatwym przejściem od jednej wartościowości do drugiej. Reakcja tych pierwiastków na zawartość tlenu w pewnym stopniu ułatwia ocenę stosunków wodno-powietrznych w glebie. Najwyższe ich zawartości odnotowano poziomach poddarniowych M2 i bezpośrednio pod nimi zalegającymi pokładami torfu, czyli w strefie wahań lustra wody gruntowej. Potwierdzają to badania Okruszki i Piaścika (1990), zdaniem których podsiąk kapilarny wody z głębszych warstw profilu powoduje akumulację tego pierwiastka w warstwie powierzchniowej i jego wytrącenie się na skutek utlenienia. Prowadzi to w konsekwencji do stopniowego wzrostu ogólnej ilości żelaza w warstwie korzeniowej.

#### 4. Wnioski

Przeprowadzone badania terenowe oraz analizy laboratoryjne pozwalają na sformułowanie następujących wniosków:

1. Znaczna część projektowanego użytku ekologicznego jest torfowiskiem, które znajduje się w fazie decesji. Należy jednak podkreślić, iż degradacja gleb hydrogeniczných tego obszaru jest niewielka w związku z czym stanowi ona cenną enklawę bioróżnorodności i stanowi siedlisko rzadkich gatunków roślin i zwierząt.

2. Poprawa warunków hydrologicznych, poprzez oczyszczenie i konserwację rowów doprowadzających wodę na badany obszar, przyczyni się do zahamowania procesów decesji oraz ponownego zainicjowania procesów torfotwórczych.
3. Zawartość mikroelementów w glebach organicznych projektowanego użytku ekologicznego „Łąki koło Owczar”, w świetle obowiązujących w Polsce przepisów prawnych i zaleceń, należy uznać za naturalną.

## Literatura

1. **Czarnowska K.:** *Ogólna zawartość metali ciężkich w skałach macierzystych jako tło geochemiczne gleb.* Roczniki Gleboznawcze, t. 47, supl., 43–50 (1996).
2. **Ilnicki P.:** *Torfowiska i torfy.* Wyd. AR Poznań. 2002.
3. **Kabata-Pendias A., Piotrowska M., Motowicka-Terelak T., Maliszewska-Kordybach B., Filipiak K., Krakowiak A., Pietruch Cz.:** *Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleby. Metale ciężkie, siarka i WWA.* IUNG Puławy. Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, 1–36 (1995).
4. **Kabata-Pendias A., Pendias H.:** *Biogeochemia pierwiastków śladowych.* Wydanie II, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa. 1999.
5. *Klasyfikacja gleb leśnych Polski.* Cent. Inf. L. Państw., Warszawa. 2001.
6. **Niedźwiecki E., Protasowicki M., Wojcieszczuk T., Malinowski R.:** *The soils of the „Karsiborska Kępa” island within the Świna reverse delta.* Fol. Univ. Agric. Stetin. 203, Agricultura (80), 51–57 (1999).
7. **Okruszko H.:** *Zasady podziału gleb organicznych.* Wiad. Inst. Melior. Użyt. Ziel. 12, 1, 19–38 (1974).
8. **Okruszko H., Piaścik H.:** *Charakterystyka gleb hydrogenicznych.* Zeszyty Naukowe ART. Olsztyn. Wyd. ART. 1990.
9. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 w sprawie standardów jakości gleby, oraz standardów jakości ziemi. Dziennik Ustaw Nr 165 poz. 1359.
10. **Terelak H., Motowicka-Terelak M., Stuczyński T., Pietruch Cz.:** *Pierwiastki śladowe (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) w glebach użytków rolnych Polski.* Inspekcja Ochrony Środowiska, IUNG w Puławach. 5–7, 16–50 (2000).
11. *Tymczasowa instrukcja w sprawie wstępnych badań torfowisk.* Ministerstwo Rolnictwa, Departament Wodnych Melioracji; WMtf. I/2/59. 1959.
12. *Zmiany wprowadzone do instrukcji badania torfowisk.* Ministerstwo Rolnictwa, Departament Wodnych Melioracji; WM Tf.-VIII/563/61. W-wa 25.10.1961.

## **Organic Soils of Projected Environmental Area of “Meadow near Owczar”**

### **Abstract**

The organic soils belong to group of soils, which they quickly undergo transformations in result intentional or unaware activity of people. The aim of the studies was to determine the qualification of soils systematic membership, valuation of their degradation and content of microelements of organic soils of projected the environmental area of “Meadow near Owczar”.

The projected the environmental area of “Meadow near Owczar” will be locate on northern-east from Wołczkowo village, on area of Municipal Forests of Stettin. The surface area of studied terrain is 8.97 hectares.

Investigations on projected object were conducted in 2009. Investigation was made according to contained recommendations in study of Ilnicki (2002). On area of study was executed 10 bore-holes and 3 soil exposures, which was taken including 26 soil samples. After grinding and drying, the sampled soils were mineralised in the mixture of concentrated acids  $\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$ , (at the ratio 1:1), which made it possible to determine their chemical content. Cd, Pb, Zn, Cu, Ni, Co, Mn, Fe contents were determined by the method of atomic absorption (FAAS) spectrometry using Unicam Solaar 929 spectrophotometer. Besides,  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  was determined potentiometrically and losses on ignition at the temperature of  $550^\circ\text{C}$ .

The studies showed that the processes of degradation of peat are faintly advanced. The surface horizon of peat bog is developed from muck and contains a varying amount of organic matter from 52.1 to 62.9%. Reaction on this horizon is mostly acid ( $\text{pH} - 5.04 - 5.46$ ). However peat horizon contains a varying amount of organic matter from 67.6 to 76.1% and reaction of this soil ranged from acid or lightly acid ( $\text{pH} - 5.37 - 5.78$ ). The content of microelements oscillated between the values recognized as natural for organic soils.



## Ocena stanu ekologicznego wód rzeki Regi na odcinku w obszarze miasta Gryfice

*Magdalena Lampart-Kaluźniacka, Anna Wojcieszonek,  
Katarzyna Pikula  
Politechnika Koszalińska*

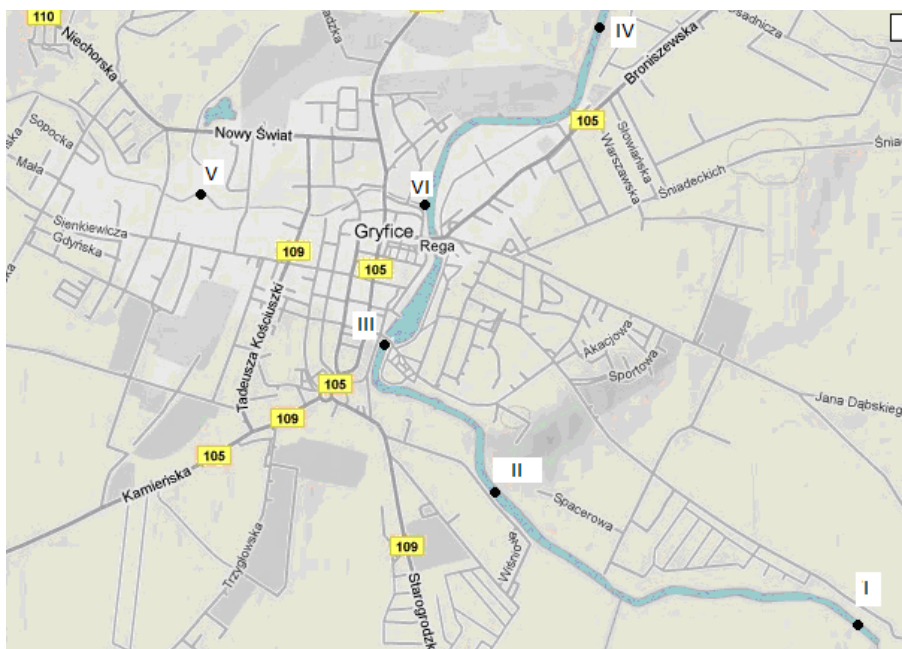
### 1. Wstęp

Rega jest jedną z większych rzek Pomorza Zachodniego. Swoją początek bierze w rejonie miejscowości Imienko w gminie Połczyn-Zdrój na Pojezierzu Drawskim. Bieg kończy w Mrzeżynie, gdzie uchodzi do Morza Bałtyckiego. W myśl zaleceń Ramowej Dyrektywy Wodnej, Rega wraz z innymi rzekami Pomorza Zachodniego objęta została programem monitoringu. Punkty poboru prób wyznaczane są z reguły poza obszarami miejskimi, jednak badania nasze objęły próbę ocenę jakości wód rzeki Regi w granicach miasta Gryfice.

Ocena stanu ekologicznego wód jest kluczowa dla zarządzania zasobami wodnymi. Zgodnie z Ramową Dyrektywą Wodną Unii Europejskiej z 2000 roku kraje członkowskie zobligowane są do osiągnięcia co najmniej dobrego stanu ekologicznego wód powierzchniowych do 2015 roku. W przeszłości ocena jakości wód opierała się w głównej mierze na wskaźnikach fizyczno-chemicznych [3]. Obecnie jednak Dyrektywa zobowiązuje także do użycia wskaźników biologicznych bowiem dostarczają one informacji o kompleksowym działaniu wszystkich czynników środowiskowych na ekosystem. Przy ocenie jakości wód rzecznych według zaleceń RDW, należy uwzględniać następujące grupy organizmów: fitoplankton, makrofity, fitobentos, makrozoobentos oraz ichtiofaunę. W przeprowadzonych badaniach stanu ekologicznego Regi posłużono się wskaźnikami biologicznymi, obliczonymi na podstawie analizy składu jakościowego i ilościowego makrozoobentosu.

## 2. Materiały i metody

Próby fauny dennej zostały pobrane 23 października 2009 roku na czterech stanowiskach wyznaczonych na rzece Redze oraz na dwóch znajdujących się na jej lewostronnym dopływie tzw. Kanale „Gryfice A” (rys. 1).



**Rys. 1.** Stanowiska poboru prób na badanych ciekach (opracowano na podstawie [www.mapygoogle.pl](http://www.mapygoogle.pl))

**Fig. 1.** Sampling sites on investigated rivers (based on [www.mapygoogle.pl](http://www.mapygoogle.pl))

Stanowisko I umiejscowiono w odległości ok. 3 km przed Gryficami. Lewy brzeg stanowią pola uprawne, natomiast na prawym znajduje się las liściasty. Obie strony koryta są zacienione. Rzeka w tym miejscu charakteryzuje się powolnym nurtem i mulistym dnem. Stanowisko II znajdowało się w miejscu, gdzie rzeka wpływa do Gryfic. Tam również zaczyna się park miejski. Ciek na tym stanowisku charakteryzuje się powolnym nurtem oraz dnem piaszczystym. W parku miejskim w Gryficach wyznaczono III stanowisko poboru prób. Pomimo rosnących na obu brzegach drzew ze zwisającymi konarami, do rzeki docierają znaczne

ilości światła. Dno stanowi głównie piasek, nurt jest umiarkowany. Stanowisko IV zlokalizowano w głównym biegu rzeki Regi, praktycznie w granicach miasta Gryfice. Ciek płynie tam głęboką doliną, znajdującą się w bliskim sąsiedztwie cmentarza komunalnego. Nurt w tym miejscu jest powolny, podłoże utworzone z piasku i mułu rzecznoego. Stanowisko V zlokalizowano na Kanale „Gryfice A”, będącym lewostronnym dopływem rzeki Regi. Po obu stronach uregulowanego koryta znajduje się zabudowa miejska. Ciek w tym punkcie charakteryzuje się częściowym zacienieniem, wartkim nurtem, oraz dnem piaszczysto-kamienistym. W miejscu, w którym wody Kanalu „Gryfice A” uchodzą do rzeki Regi wyznaczono stanowisko VI. Miejsce to jest częściowo zacienione, nurt wartki, a dno sztucznie utwardzone kamieniami.

Z każdego stanowiska pobrano pięć prób w tym cztery ilościowe oraz jedną jakościową zgodne z metodyką przedstawioną w normach dotyczących poboru prób makrozoobentosowych [15, 16]. Zebrany materiał, umieszczano w szczelnie zamykanych pojemnikach, etykietowano oraz konserwowano roztworem Preparation EAE. W laboratorium każdą próbę przepłukiwano na sicie bentosowym o otworach średnicy 0,5 mm. Organizmy umieszczano na szalce i obserwowano przy użyciu mikroskopu stereoskopowego. Na tej podstawie, za pomocą kluczy do oznaczania bezkręgowych zwierząt słodkowodnych oznaczano ich przynależność taksonomiczną [9, 17, 18]. Organizmy zostały policzone, suszone oraz zważone, przy czym mięczaki ważono wraz z muszlami.

W ramach badań obliczono następujące wskaźniki biotyczne: wskaźnik TBI, wskaźnik BMWP-PL oraz wskaźnik ETP.

Wskaźnik TBI (ang. Trent Biotic Index), został opracowany na potrzeby analizy zoobentosu rzeki Trent. Wyznacza się go w oparciu o występowanie różnych grup taksonomicznych, którym przypisuje się różną wartość punktową w zależności od stopnia odporności na niekorzystne warunki ekologiczne.

Wskaźnik BMWP-PL (ang. Biological Monitoring Working Party) czyli Sumaryczny Wskaźnik Jakości Wody, który przystosowany został do warunków polskich. Oparty jest na występowaniu 89 taksonów makrobezkręgowców. W zależności od wrażliwości na zanieczyszczenia taksonom przypisuje się punkty od 0 do 10. Wartość tego wskaźnika stanowi suma punktów przypisanych do poszczególnych taksonów znalezionych w próbie standardowej.

Indeks ETP obliczany jest jako stosunek ilości jętek (*Ephemeroptera*), chruścików (*Trichoptera*) i widelnic (*Plecoptera*) – taksonów naj-



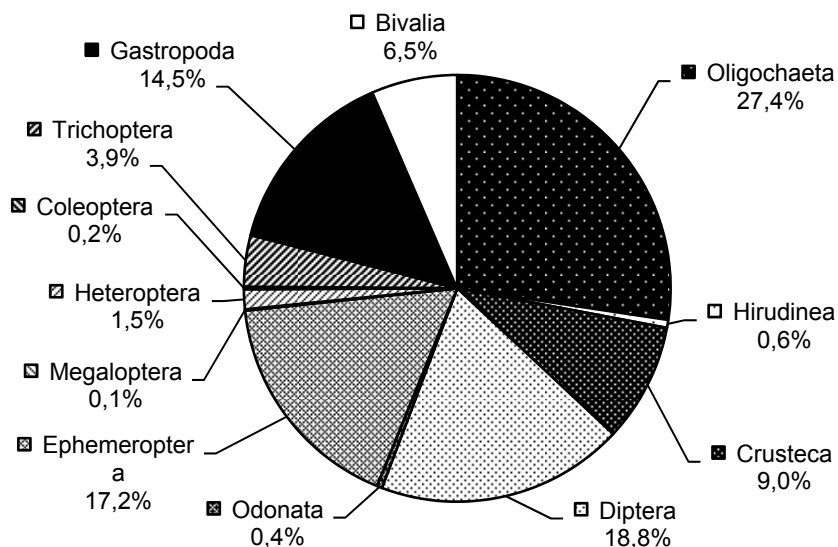
bardziej wrażliwych na zanieczyszczenia – do wszystkich taksonów w próbie. Indeks ten nie posiada konkretnej waloryzacji ekologicznej, przyjmuje się, że im wyższa wartość tego wskaźnika, tym lepsza jest jakość wody.

### 3. Wyniki

W przeprowadzonych badaniach pozyskano 30 prób, w których łącznie zidentyfikowano 4066 sztuk organizmów bentosowych. Organizmy oznaczone podczas badań należą do następujących rzędów: *Oligochaeta* – skąposzczety, *Hirudinea* – pijawki, *Crustacea* – skorupiaki, *Diptera* – muchówki, *Odonata* – ważki, *Ephemeroptera* – jętki, *Megaloptera* – wielkoskrzydłe, *Heteroptera* – pluskwiaki różnoskrzydłe, *Coleoptera* – chrząszcze, *Trichoptera* – chruściki, *Gastropoda* – ślimaki i *Bivalvia* – małże.

Największy udział liczbowy (rys. 2) miały skąposzczety *Oligochaeta*, które stanowiły ponad 27%, przy czym udział ten był zmienny na poszczególnych stanowiskach. Najliczniej występowały na stanowiskach V, VI, IV – odpowiednio 53,6%, 44,1%, 22,9%. Natomiast na stanowiskach III, II, I ich udział wynosił 1,3%, 11,3%, 11,3%. Mniej licznie występowały muchówki (18,8%), reprezentowane niemal wyłącznie przez larwy ochotkowatych (*Chironomidae*). Ich udział na stanowisku VI wynosił 40,4%, na I – 23,9% i stanowisku II – 20,3%. Mniej obficie występowały jętki (17,2%) i ślimaki (14,5%). Najmniejszy udział procentowy miały wielkoskrzydłe *Megaloptera*, chrząszcze *Coleoptera*, oraz ważki *Odonata*, odpowiednio: 0,1%, 0,2 i 0,4%. Organizmy z tych rzędów pojawiały się w próbach sporadycznie.

Największą biomasa stwierdzono na stanowisku II. Zanotowano tu ślimaki, takie jak: zagrzebka (*Bithynia* sp.), przytulik strumieniowy (*Ancylus fluviatilis*), rozdepka rzeczna (*Theodoxus fluviatilis*) oraz małże: groszkówka rzeczna (*Pisidium amnicum*), skójka (*Unio* sp.) i namułek pospolity (*Lithoglyphus naticoides*), czyli organizmy posiadające muszlę, co wiąże się z dużą masą. Najmniejszą biomasa odnotowano na stanowisku VI, choć nie była to próba najmniej liczna. Było to efektem dominacji na tym stanowisku skąposzczetów *Oligochaeta* oraz larw *Chironomidae*. Łącznie stanowiły one ponad 84% wszystkich organizmów w próbie, podczas gdy ślimaki i małże stanowiły jedynie niecałe 8%. Liczebność, zagęszczenie i biomasa na poszczególnych stanowiskach przedstawia tabela 1.



**Rys.2.** Udział procentowy taksonów makrozoobentosu na wszystkich stanowiskach, podczas badań w 2009 roku

**Fig.2.** Macrozoobenthos taxons percentage share in all research sites, during the research in 2009

**Tabela 1.** Zestawienie liczebności, zagęszczenia i biomasy na poszczególnych stanowiskach

**Table 1.** Numbers, abundance and biomass breakdown at individual sites

	liczebność [szt.]	zagęszczenie [szt./m <sup>2</sup> ]	biomasa [g]
stanowisko I	318	7950	23,34
stanowisko II	551	13775	32,48
stanowisko III	1137	28425	18,19
stanowisko IV	207	5175	6,76
stanowisko V	1209	30225	12,92
stanowisko VI	644	15200	1,65

Stan ekologiczny badanych cieków wahał się pomiędzy bardzo dobrym a dostatecznym w zależności od miejsca poboru oraz analizowanego wskaźnika. Najlepsze wyniki uzyskano dla stanowisk I i II, dla których wszystkie analizowane wskaźniki określiły stan cieków jako bardzo

dobry (Tab. 2). Najgorsze wyniki odnotowano na stanowisku VI. Stwierdzono tam umiarkowaną i dostateczną jakość wód (wskaźnik BMWP-PL i TBI). Najniższą wartość wskaźnika EPT – 0,071 – stwierdzono na stanowisku VI, natomiast najwyższą na stanowisku IV – 0,356. Na pozostałych stanowiskach wartości tego indeksu utrzymały się na zbliżonym poziomie i oscylowały pomiędzy 0,200a 0,318 (Tab. 2).

**Tabela 2.** Uzyskane wartości indeksów biotycznych dla stanowisk rzecznych  
**Table 2.** Values of biotic indexes and indicators obtained for sites on rivers

	TBI	BMWP-PL	ETP
stanowisko I	9 bardzo dobry	130 bardzo dobry	0,269
stanowisko II	9 bardzo dobry	115 bardzo dobry	0,318
stanowisko III	9 bardzo dobry	70 dobry	0,286
stanowisko IV	9 bardzo dobry	76 dobry	0,356
stanowisko V	7 dobry	43 umiarkowany	0,200
stanowisko VI	4 dostateczny	56 umiarkowany	0,071

#### 4. Dyskusja

W krajach Unii Europejskiej podstawą oceny jakości wód powierzchniowych są analizy fizyczno-chemiczne, hydrogeomorfologiczne oraz metody biologiczne. Analizy chemiczne wymagają drogich odczynników oraz sprzętu laboratoryjnego, poza tym są one bardzo pracochłonne [6]. Z jednej strony dzięki nim możliwy jest szybki pomiar ilościowy poszczególnych parametrów, z drugiej jednak strony wyniki odzwierciedlają tylko chwilowy stan ekosystemu wodnego [7]. Z tego powodu biologiczna ocena jakości jest niezwykle istotna, ponieważ dostarcza informacji o kompleksowym działaniu wszystkich czynników środowiskowych na badany ekosystem. Skład taksonomiczny organizmów żywych, ich biomasa i liczebność odzwierciedla warunki panujące w środowisku i zachodzące w nim zmiany w przeciągu danego okresu [10]. Stąd wiele

organizmów wodnych uważanych jest za bioindykatory. Często są one wykorzystywane do oceny stanu ekologicznego środowiska wodnego. Do tego celu mogą służyć: bakterie, glony, ryby, makrofity lub makrozoobentos [6]. Biotyczne wskaźniki oparte na makrozoobentosie wyznaczane są na podstawie zróżnicowania taksonomicznego w powiązaniu ze stopniem wrażliwości na niekorzystne warunki środowiskowe. Wśród fauny dennej występują taksony wrażliwe na zanieczyszczenia wód np. larwy *Ephemeroptera*, *Trichoptera* czy *Odonata*, oraz takie, które odznaczają się pewną tolerancją na zły stan środowiska, np. *Oligochaeta* czy larwy z rodziny *Chironomidae* [14]. Jednocześnie organizmy denne dobrze sprawdzają się jako bioindykatory. Brak pewnych grup świadczy o niedostatecznej jakości wody lub zaburzeniach bądź degradacji ekosystemu jakim jest rzeka [1].

Niniejsze badania rzeki Regi, stwierdziły, że wartości indeksów były zróżnicowane, osiągały one wartości od dostatecznego do dobrego. Najmniej korzystny stan ekologiczny, według wszystkich wskaźników, odnotowano na stanowiskach VI i V obejmujących wody Kanału „Gryfice A”. Pełni on funkcję odbiornika wód spływających z urządzeń melioracyjnych oraz wody opadowych z północnych terenów miasta. W przeszłości do kanału odprowadzano także nieoczyszczone ścieki bytowe. Problem ten charakterystyczny jest dla wielu miejscowości, przykładem może być Koszalin gdzie do rzeki Dzierżęcinki w miejscu odprowadzania wód opadowych notuje się znaczne pogorszenie stanu ekologicznego cieku [11].

Najlepszy stan ekologiczny odnotowano dla stanowisk I i II, które zlokalizowane były przed miastem Gryfice. Niewątpliwie ta niewielka aglomeracja miejska niesie ze sobą szereg zagrożeń antropogenicznych, niekorzystnie oddziałujących na funkcjonowanie ekosystemu rzeczno-go. Podobne zależności notowano także w badaniach innych cieków prowadzonych w latach 2006–2007 [12]. Należy wspomnieć, że odcinek Regi znajdujący się przed Gryficami, nie został w żaden sposób przekształcony przez człowieka. Zdaniem Allena [1] w naturalnie ukształtowanym korycie cieku, erozja brzegów jest zwykle mniejsza, a woda niesie mniej osadów. Dodatkowo dobrze rozwinięta roślinność przybrzeżna sprzyja redukcji pewnych ilości związków biogenych, spływających do rzeki z otaczających terenów. Las porastający prawy brzeg Regi osłania ją i łagodzi sezonowe wahania temperatury [1]. Na uwagę zasługuje także to, co dzieje się na stanowisku I. W tym przypadku lewy brzeg rzeki

stanowią pola uprawne. Według Kajaka [8] intensywne nawożenie oraz pozostawianie gołej ziemi po zebraniu plonów, sprzyja intensyfikacji procesu eutrofizacji. Najlepsze warunki do wymywania składników z gleby występują w sezonie jesienno-zimowym i wczesnowiosennym, kiedy brak jest pokrywy roślinnej [4]. Wraz ze wstąpieniem Polski do Unii Europejskiej oraz wdrożeniu Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich 2007–2013, a co za tym idzie: Pakietu Ochrona Gleb i Wód, zaczęto promować produkcję rolną opartą na metodach zgodnych z wymogami ochrony środowiska i przyrody. Podstawowe zasady określone w tych dokumentach, dotyczą utrzymywania roślinności na gruntach ornych w okresie między dwoma plonami głównymi w formie zasiewu jednogatunkowego lub mieszanki kilku roślin oraz do zwiększenia udziału gleb z okrywą roślinną w okresie jesienno-zimowym. Zapobiega to zanieczyszczeniom wód oraz erozji, a także ułatwia zwiększenie zawartości materii organicznej w glebie [5]. Wdrożenie tego pakietu powinno przyczynić się do zredukowania niekorzystnego wpływu gospodarki rolnej w zlewni na stan ekologiczny cieków. Obliczone wartości indeksów wskazują, że stan ekologiczny rzeki na obszarze miejskim (stanowiska II, III, IV) nie różni się od stanu rzeki na terenie rolniczym (stanowisko I).

Wyniki prezentowanych badań porównano z oceną jakości biologicznej przeprowadzonej przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska z 2002 roku. Opracowanie to zawiera opis stanu cieku na stanowisku I oraz IV, czyli poniżej i powyżej miasta Gryfice. Ponadto stan ekologiczny Regi wyznaczono w oparciu o wskaźnik BMWP-PL [13]. Analizując wspomniane wyniki stwierdzono, że stan jakości wody przez ostatnie sześć lat nie uległ zmianie. Ocena ekologiczna z wykorzystaniem Sumarycznego Wskaźnika Jakości Wody utrzymała się na jednakowym poziomie w obu punktach pomiarowych. Świadczy to o tym, że nie doszło do pogorszenia stanu ekologicznego Regi w obszarze miasta.

Znajomość wrażliwości i odporności organizmów na zmiany środowiskowe oraz umiejętne wykorzystanie tej wiedzy w praktyce, oprócz możliwości oceny stanu ekosystemów wodnych, umożliwia podjęcie działań zapobiegających dalszej degradacji środowiska oraz pozwala na opracowanie stosownych zabiegów rekultywacyjnych [2]. Prowadzenie stałego biomonitoringu wydaje się konieczne szczególnie w przypadku rzek zagrożonych antropopresją, takich jak np. Rega. Należy również pamiętać, że na stan cieku w znacznym stopniu wpływają zanieczyszcze-

nia niesione przez wody zasilające. W świetle obowiązujących przepisów, gdzie monitoring oparty na makrozoobentosie i ichtiofaunie jest czasowo zawieszony, ze względu na wciąż trwające ustalanie warunków referencyjnych, dalsze badania z użyciem wskaźników bentosowych są wręcz niezbędne.

## Literatura

1. **Allen D.J.:** *Ekologia wód płynących*. PWN, Warszawa. 1998.
2. **Banaszak J., Wiśniewski H.:** *Podstawy ekologii*. Wydawnictwo Adam Marszałek, Toruń. 2003.
3. **Brankov J., Milijasević D., Milanović A.:** *The Assessment of the Surface Water Quality Using the Water Pollution Index: A Case study of the Timok River (the Danube River Basin), Serbia*. Archives of Environmental Protection, vol. 38., No. 2, 49–61 (2012)
4. **Chelmicki W.:** *Woda: zasoby, degradacja, ochrona*. PWN, Warszawa. 2002.
5. **Duer I.:** *Ochrona gleb i wód*. Biblioteczka Programu Rolnośrodowiskowego 2007–2013. Warszawa. 2009.
6. **Gorzal M., Kornijów R.:** *Biologiczne metody oceny jakości wód rzecznych*. Kosmos Problemy Nauk Biologicznych, 2 (263): 183–191 (2004).
7. **Graffiti R.:** *Biologiczna ocena jakości wody*. Seria podręczników PHYWE. 2002.
8. **Kajak Z.:** *Hydrobiologia – limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych*. PWN, Warszawa. 1998.
9. **Kołodziejczyk A., Koperski P., Kamiński M.:** *Klucz do oznaczania słodkowodnej fauny bezkręgowej*. Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa. 1998.
10. **Kownacki A.:** *The use of benthic macroinvertebrates in the biomonitoring of river water quality – how do we interpret faunistic data?* Acta Hydrobiol. 42, 187–206 (2000).
11. **Lampart-Kaluźniacka M., Celińska-Spodar A.:** *Biomonitoring miejskiego odcinka Dzierżęcinki z wykorzystaniem makrobentosu w celu renaturyzacji koryta rzeki*. Rocznik Ochrona Środowiska, Tom 10, 444–457 (2008).
12. **Lampart-Kaluźniacka M., Zdoliński P., Chrzanowski K., Górajek A., Masian P.:** *Ocena stopnia jakości różnych typów wód na podstawie makrobentosowych wskaźników biotycznych*. Rocznik Ochrona Środowiska, Tom 11, 63–75 (2009).
13. **Landsberg-Ucziwek M. [red.]:** *Raport o stanie środowiska w województwie zachodniopomorskim w latach 2002–2003*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Szczecin. 2004.

14. **Mazurek I., Szynek O.:** *Ekologiczna ocena wybranego odcinka rzeki Liwiec w okolicy Siedlec*. Kosmos Problemy Nauk Biologicznych 2 (263), 75–85 (2004).
15. PN-EN 27828 Jakość wody. Metody pobierania próbek do badań biologicznych. Wytyczne do pobierania makrobentosu z użyciem siatki ręcznej. 2001.
16. PN-EN 28265 Jakość wody. Przeznaczenie i sposób użycia czerpaczki do ilościowego pobierania makrobentosu z kamienistego podłoża w płytkich wodach śródlądowych. 2001.
17. **Rybak J.:** *Bezkręgowce zwierzęta słodkowodne*. PWN, Warszawa. 2000.
18. **Stńczykowska A.:** *Zwierzęta bezkręgowce naszych wód*. Wydawnictwo Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa. 1986.

## **Ecological Condition of Water in Rega River in the Area of Gryfice, Poland**

### **Abstract**

Biomonitoring of the Rega River and its affluent – “Gryfice A” Canal, which are passing through Gryfice, was conducted in 2009. For this purpose six sites were chosen. Two of them were situated on the affluent of the river, and the others – on the main stream of the river. All of the measurement sites were within the administrative boundary of Gryfice city.

Thirty samples were taken overall. Five from each site. The analysis concerned of taxonomic affiliation, quantity and biomass of identified organisms. Based on the research results, the ecological condition of the investigated watercourses was established. In this study indices were used: TBI (Trent Biotic Index), the BMWP-PL index (Biological Monitoring Working Party which has been adapted to the Polish conditions), the EPT index (*Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera*).

The ecological condition of the watercourses oscillated between very good to satisfactory, depending on the site and indicator which were used. The best water quality, according to the indexes used, appeared on the first and second sites, where the determined state was very good. The worst results appeared at the sixth site. The dominating conditions of water on this site were moderate and poor. The lowest value of EPT index was reached on the sixth site and the highest one – on the fourth site.

Conducting the constant biomonitoring of the waters is necessary for describing the level of anthropopression. Also, it gives the bases for the water reclamation. It is also very important, because all countries of the European Union are obliged to reach at least good ecological state of surface water by 2015.



# Zróźnicowanie warunków hydrologicznych Kostrzyneckiego Rozlewiska i Polderu Cedyńskiego w dolinie Odry

*Grażyna Kamińska, Leopold Winkler*  
*Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny, Szczecin*

## 1. Wstęp

Kierunek i intensywność procesów kształtowania sieci rzecznej zależy od warunków geologicznych, morfologicznych oraz meteorologicznych i hydrologicznych dorzecza. W okresie postglacjalnym wody topniejącego lodowca wyłobiły potężne pradoliny, wyścielone materiałem fluwioglacjalnym. Dna tych pradolin w większości stanowią łożyska współczesnych rzek Polski. Ten naturalny układ hydrograficzny w coraz większym stopniu zmieniany jest przez oddziaływanie społeczno-gospodarcze, związane z rozwojem cywilizacyjnym. Główne czynniki antropogeniczne, które wpłynęły na ukształtowanie sieci rzecznej, a przez to na krajobraz zlewni, to rozwój rolnictwa związany z osadnictwem, a także intensywny rozwój przemysłu. Problemy te w dużej mierze dotyczą całego dorzecza Odry, ale szczególnie dolnej jego części.

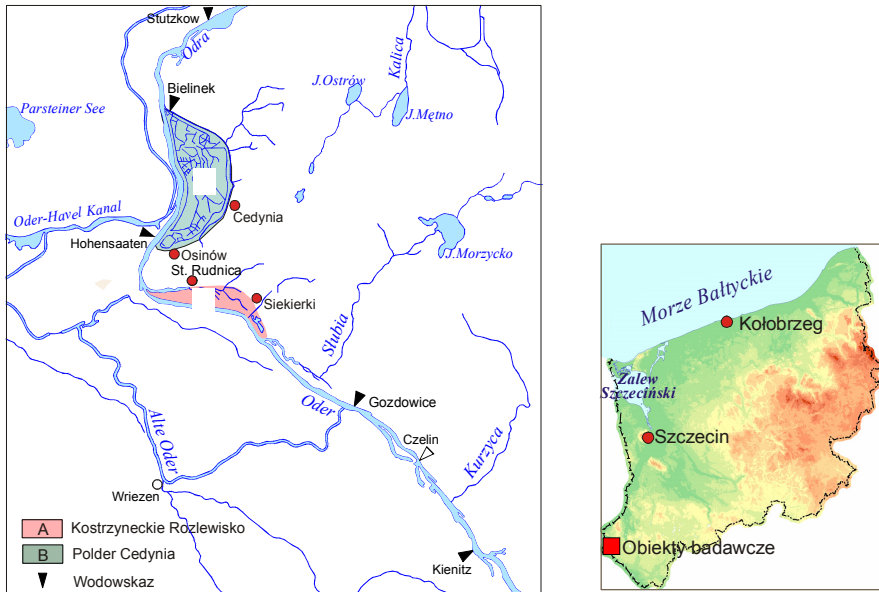
Różnorodne funkcje, jakie spełnia Odra w dolnym biegu (od Warty do swojego ujścia) wpływają znacząco na charakter bezpośredniej doliny tej rzeki. Na tym odcinku występują liczne tarasy zalewowe, z których znaczna część jest już zagospodarowana jako poldery. Do najlepiej zagospodarowanych na prawobrzeżu Odry należą niewątpliwie Polder Cedyński oraz położony poniżej węzła rozdzielczego w Widuchowej – Polder Dolna Odra.

Pozostałe jeszcze w tej części doliny coraz mniej liczne naturalne rozlewiska, na stale lub okresowo depresyjnych terenach przybrzeżnych, stanowią bardzo cenne przyrodniczo enklawy zbiorowisk i krajobrazów hydromorficznych, charakteryzujących się specyficznymi warunkami



siedliskowymi. Są one też bardzo istotnym elementem dolinowej retencji zlewni, zmniejszając skutki powodzi na zagospodarowanych terenach nadrzecznych [1; 3].

Celem pracy było określenie zróżnicowania warunków hydrologicznych naturalnych rozlewisk nadodrzańskich, na tle intensywnie zmeliorowanych polderów nadrzecznych. W latach od 2003 do 2005 przeprowadzono badania porównawcze na dwóch wytypowanych obiektach badawczych przedstawionych na rys. 1. Kostrzyńskie Rozlewisko (obiekt A) i Polder Cedyński (obiekt B), zasadniczo różnią się sposobem zagospodarowania i stopniem zmeliorowania ich terenu.



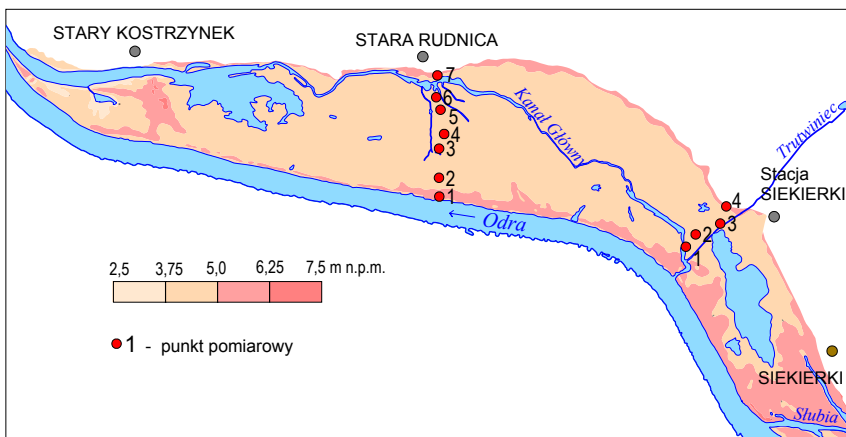
Rys. 1. Lokalizacja obiektów badawczych

Fig. 1. Localisation of study objects

## 2. Metodyka badań

Przeprowadzone badania miały głównie charakter hydrologiczny, ale dla pełnego rozpoznania warunków siedliskowych, w niezbędnym zakresie wykonano również badania glebowe i florystyczne. Po wybraniu reprezentatywnych obiektów i określeniu ich granic, na każdym z nich wyznaczono sieć pomiarowo-badawczą ułożoną w transektach, przebie-

gających w przybliżeniu prostopadle do osi Odry. Linie każdego transektu wyznaczały stałe punkty pomiarowe, których głównym elementem były studzienki piezometryczne, odwiercone na odpowiednią głębokość, w dostosowaniu do lokalnych warunków terenowych. Położenie sytuacyjne każdej studzienki namierzono tachimetrycznie, a wysokościowo określono na podstawie niwelacji geometrycznej, w nawiązaniu do państwowej sieci osnów geodezyjnych. Na obiekcie Kostrzyneckie Rozlewisko wyznaczono dwa transekty: Siekierki i Stara Rudnica, natomiast na Polderze Cedyńskim cztery transekty: Osinów, Cedynia, Lubiechów, Markocin. W studzienkach tych wykonano 50 serii terminowych pomiarów stanów wody gruntowej za pomocą ręcznej sondy. W okresach zalewów poziomy wód zostały oszacowane na podstawie zmierzonych stanów wód w stałych punktach ich pomiaru na kanałach odwadniających.

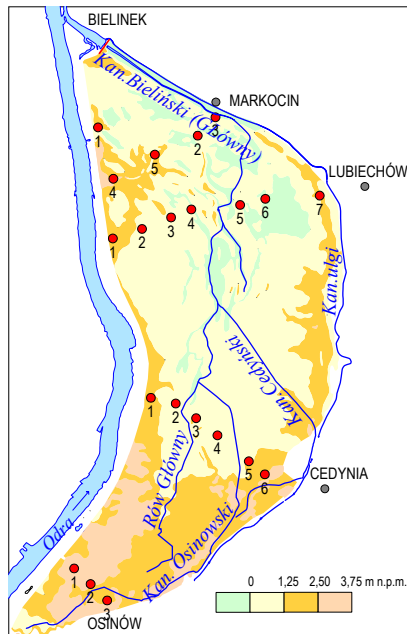


**Rys. 2.** Transekty pomiarowe Siekierki i Stara Rudnica na Kostrzyneckim Rozlewisku

**Fig. 2.** Measurement transects Siekierki and Stara Rudnica on Kostrzyneckie Rozlewisko

Lokalizację transektów na obiektach, z rozmieszczeniem w nich piezometrów i przecięcia linii transektów z kanałami, przedstawiają rys. 2 i 3 oraz profile terenu zamieszczone na rys. 4, 5, 6. Stany wód Odry kontrolowano na dwóch wodowskazach, wchodzących w sieć podstawową IMGW: Gozdowice i Bielinek, których położenie względem obiektów przedstawione jest na rys. 1.

Ciągi pomiarów hydrometrycznych z okresu badań dla studzienek piezometrycznych oraz stanów Odry zarejestrowanych na wodowskazach w Gozdowicach i Bielinku opracowano statystycznie z wykorzystaniem rachunku korelacji, zestawiając różne warianty dla wyznaczenia najbardziej istotnych zależności między parametrami hydrologicznymi.



**Rys. 3.** Transekty pomiarowe na Polderze Cedynskim  
**Fig. 3.** Measurement transects on Polder Cedynia

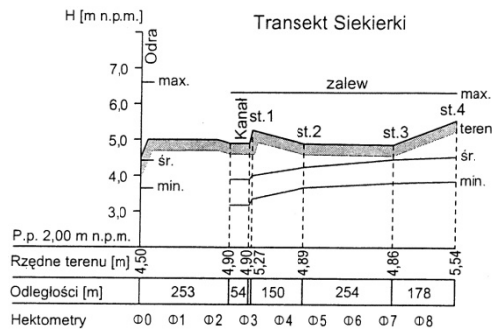
W celu określenia w możliwie najszerszym zakresie przyczyn różnicowania warunków hydrologicznych, oprócz pomiarów hydrometrycznych na obu obiektach przeprowadzono badania glebowe pod kierunkiem dr. Ryszarda Malinowskiego oraz florystyczne we współpracy z dr Marią Trzaskoś. Terenowe badania glebowe obejmowały wykonanie odkrywkę w pobliżu każdego piezometru oraz odpowiedniej liczby wierceń, dla uchwycenia w możliwie najszerszym zakresie przestrzennej zmienności glebowej. Badania florystyczne polegały na szczegółowym rozpoznaniu zbiorowisk roślinnych w pasie o szerokości ok. 200 m, biegnącym wzdłuż transektów. Szczegółowe wyniki badań gleboznawczych i florystycznych są przedmiotem odrębnych opracowań tematycznych [2, 5].

### **3. Wyniki badań i ich interpretacja**

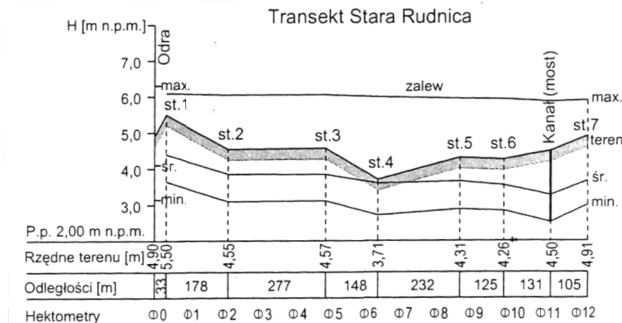
Profile terenu, wykonane na podstawie niwelacji geometrycznej, przeprowadzonej w linii wyznaczonych transektów na Kostrzyneckim Rozlewisku i Polderze Cedyńskim (rys. 4,5,6) wykazują wyraźne zróżnicowanie w ukształtowaniu terenu. Widoczne jest też zróżnicowanie w układzie powierzchniowej sieci odwadniającej, zarówno w obrębie każdego z tych obiektów, jak też między rozlewiskiem a polderem. Kostrzyneckie Rozlewisko to kompleks około ośmiuset hektarów terenów okresowo depresyjnych, położony wzdłuż prawego brzegu obecnego koryta Odry. Rozpoczyna się ono poniżej ujścia do Odry rzeki Słubia w okolicy wsi Siekierki, a kończy we wsi Stary Kostrzynek. Przez rozlewisko to przebiega kanał, który prawdopodobnie w większości jest fragmentem dawnego koryta Odry, odciętym w trakcie prac regulacyjnych. Związane to było zasadniczo z przystosowywaniem tej rzeki do żeglugi, polegającym między innymi na całkowitym lub częściowym wyprostowaniu zbyt krętych fragmentów starego koryta [1; 3]. W przypadku Kostrzyneckiego Rozlewiska odcięcie jest częściowe, ponieważ w górnej jego części, pomiędzy ujściem Słubii do Odry a wlotem do Kanału Głównego (rys. 2), wzdłuż prawego brzegu Odry na długości ok. 1,5 km, usypany jest letni wał, dający ochronę terenu jedynie do rzędnej średnio ok. 4,50 m n.p.m., a więc przy stanach wód Odry na tym odcinku poniżej średnich. Wlot do kanału odcięty jest od Odry przelewem wałowym, którego rzędna jest ok. 1 m niższa od korony wału, co umożliwia przepływ wody z Odry do Kanału Głównego już przy stanach średnich i wyższych (rys. 4). Kanał Główny, odwadniający teren rozlewiska, przyjmuje w tym miejscu wody z Potoku Trutwiniec, prowadząc je przez całe rozlewisko do Odry. Na dalszym odcinku teren rozlewiska oddzielony jest od koryta Odry nasypem ziemnym o szerokości od 100 do 200 m, przy rzędnej korony średnio ok. 5,5 m n.p.m. Daje on jedynie ekstensywną ochronę terenów rozlewiska, głównie przed letnimi wezbrzeniami Odry o niewielkim natężeniu.

Przeprowadzone w latach hydrologicznych 2004–2005 badania pozwoliły między innymi ustalić czas występowania zalewów, ich zasięg oraz okres utrzymywania się podtopienia terenu w poszczególnych partiach Kostrzyneckiego Rozlewiska. Wyniki te wskazują na dość znaczne zróżnicowanie czasowe i przestrzenne pełnego zalewu terenu rozlewiska, nawet w tak krótkim stosunkowo okresie obserwacji. Zróżnicowanie to

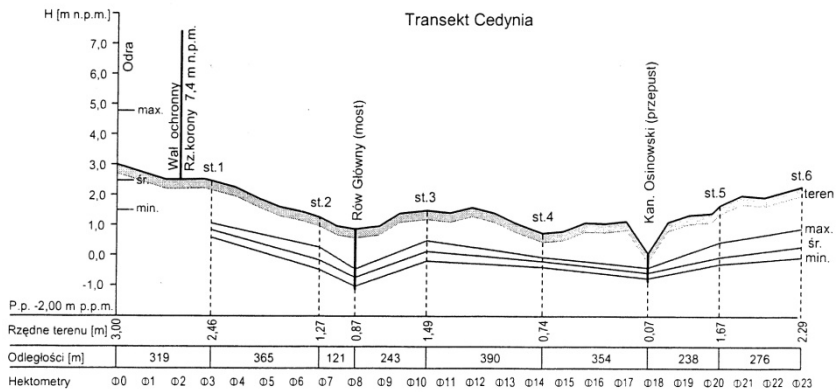
powodowane jest bogatą mikrorzeźbą, a także bardzo nieregularnym układem sieci grawitacyjnie odwadniającej teren, której podstawowym elementem jest wspomniany Kanał Główny, uchodzący do Odry poniżej wsi Stary Kostrzynek (rys. 2). Kanał ten, biegnący niesymetrycznie przez prawie całą długość rozlewiska, oddziałuje bezpośrednio i decydująco na układ krzywych depresji wód gruntowych rozlewiska przy stanach średnich i niskich, co widoczne jest na rycinach 4 i 5. Natomiast przy stanach maksymalnych teren rozlewiska jest już pod bezpośrednim oddziaływaniem wód Odry.



**Rys. 4.** Ekstremalne i średnie rzędne zwierciadła wody w transekcie Siekierki  
**Fig. 4.** Extreme and mean water table values in light area profile in Siekierki transect



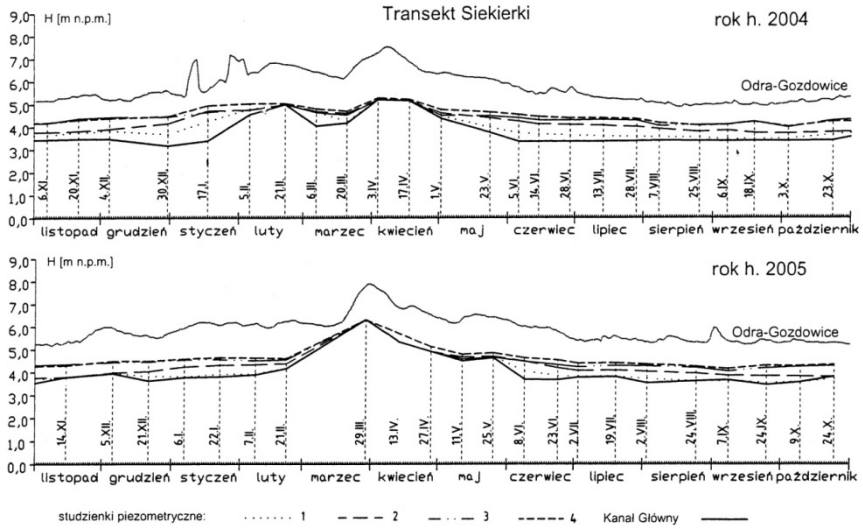
**Rys. 5.** Ekstremalne i średnie rzędne zwierciadła wody w transekcie St. Rudnica  
**Fig. 5.** Extreme and mean water table values in light area profile in St. Rudnica transect



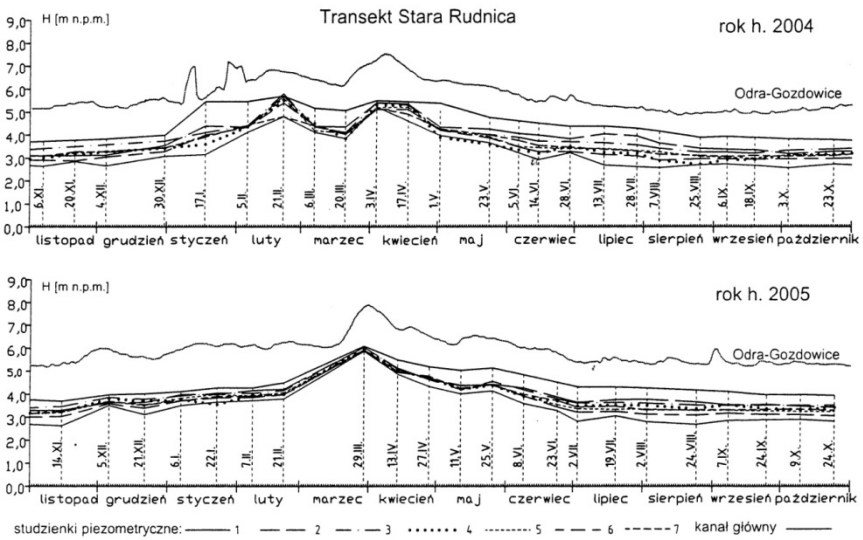
**Rys. 6.** Ekstremalne i średnie rzędne zwierciadła wody w transekcie Cedynia  
**Fig. 6.** Extreme and mean water table values in light area profile in Cedynia transect

Rozpatrując czasową zmienność stanów wód gruntowych w latach hydrologicznych 2004 i 2005 na podstawie ich pomiaru w studzienkach piezometrycznych transektów Siekierki i Stara Rudnica, przedstawionych dla lepszej porównywalności w przeliczeniu na rzędne (rys. 7 i 8) łatwo zauważyć, że korelują one bardzo wyraźnie z przebiegiem stanów wody w Kanale Głównym. Zgodność jest szczególnie wyraźna przy wysokich stanach wód, które w roku hydrologicznym 2004 wystąpiły od końca grudnia 2003 r. i utrzymywały się do początku czerwca 2004 r. W następnym roku hydrologicznym początek okresu wystąpienia maksimum przypada na przełom marca i kwietnia, a koniec okresu wysokich stanów odnotowano na początku czerwca.

Przedstawione na rycinach 7, 8 i 9 wykresy rzędnych zwierciadła wody w piezometrach opracowane są na podstawie pomiarów, wykonanych w określonych terminach. Jako tło porównawcze na każdym wykresie naniesiony jest również hydrogram dobowych stanów Odry dla wodowskazu Gozdowice, przeliczonych na rzędne w układzie odniesienia wysokościowego. Wodowskaz ten położony jest ok. 9 km powyżej Kostrzyneckiego Rozlewiska i na tym odcinku Odry nie ma istotnych przeszkód, które zakłócałyby swobodny przepływ wód, z wyjątkiem zatorów lodowych.

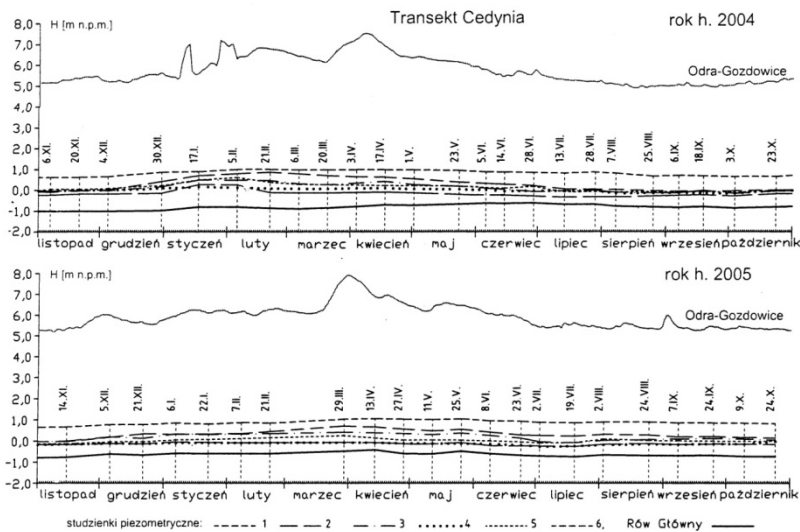


**Rys. 7.** Rzędne zwierciadła wody w piezometrach od 1 do 4 transektu Siekierki  
**Fig. 7.** Water table values in piezometers 1–4 of Siekierki transekt



**Rys. 8.** Rzędne zwierciadła wody w piezometrach od 1 do 7 transektu Stara Rudnica  
**Fig. 8.** Water table values in piezometers 1–7 of Stara Rudnica transekt

Analiza hydrogramów stanów Odry i Kanału Głównego, przedstawionych na rys. 7 i 8 wykazuje duże, bezpośrednie podobieństwo w ich przebiegu w całym okresie badań, zarówno w transekcie Siekierki, jak i Stara Rudnica. Podobieństwo między stanami wód Odry a zwierciadłem wód gruntowych na terenie rozlewiska, choć ma charakter pośredni, jest również bardzo wyraźne we wszystkich piezometrach obu transektów. Potwierdzają to także opracowania statystyczne.



**Rys. 9.** Rzędne zwierciadła wody w piezometrach od 1 do 6 transektu Cedynia  
**Fig. 9.** Water table values in piezometers 1–6 of Cedynia transect

W materiałach źródłowych zestawiono kilka wariantów równań regresji dla zależności między stanami wód gruntowych, zmierzonymi w latach 2003–2005 we wszystkich piezometrach na obiektach Kostrzyneckie Rozlewisko i Polder Cedyński, a odpowiadającymi im stanami Odry w Gozdowicach lub Bielinku oraz na kanałach odwadniających. W przypadku Rozlewiska najlepsze związki stanów wód gruntowych stwierdzono ze stanami wodowskazu Gozdowice (wsp. korelacji  $r = 0,88$  do  $0,98$ ). Natomiast na Polderze Cedyńskim występuje większe zróżnicowanie wpływu stanów Odry na poziom wód gruntowych – najbardziej istotne zależności stwierdzono z wodowskazem w Bielinku ( $r = 0,57$  do  $0,91$ ). Z powyższych analiz wynika, że teren Kostrzyneckiego Rozlewiska, pod względem wa-



runków hydrologicznych jest pod zasadniczym wpływem reżimu wód Odry. Czynniki hydrologiczne w głównej mierze kształtują też na tym obiekcie warunki siedliskowe, zwłaszcza glebowo-wodne, a te z kolei przesądzają o dominacji pewnych zbiorowisk, głównie roślinności hydrofilnej, tworzących bardzo cenny przyrodniczo i krajobrazowo ekosystem, o stosunkowo małym stopniu przekształceń antropogenicznych [2, 5].

Jak znaczne mogą być przekształcenia rozlewiska przez zamianę takiego terenu w polder pokazuje obiekt porównawczy, na który wybrano Polder Cedynia. Jest to polder zimowy, dający całoroczną ochronę przed powodzią dużemu, bo liczącemu ok. 2000 ha kompleksowi żyznych gleb hydrogenicznych, jakimi są mady rzeczne, w większości użytkowane tu intensywnie w uprawie polowej (pszenica, rzepak, buraki). Bardzo ogólnie ujmując system hydrotechniczny tego polderu stanowi wysoki wał przeciwpowodziowy od strony Odry na długości ok. 8 km, od Osinowa do Bielinka (rys. 3) oraz wewnętrzna sieć grawitacyjnego odwadniania rowami i drenami, podłączona do Rowu Głównego lub kanałów dopływowych. Po krawędzi podcięcia przebiega wschodnia granica polderu oraz rów opaskowy, nazywany Kanałem Ulgi, przechwytyjący wody spływające ze wzgórz okalających polder i odprowadzający je grawitacyjnie przez służę w Bielinku, bez konieczności ich przepompowywania. System hydrotechniczny polderu jest bardzo sprawny, zapewniając pełną regulację stosunków powietrzno-wodnych w glebie prawie na całej jego powierzchni. Z intensywnej uprawy polowej wyłączone są jedynie górne partie polderu oraz część stawów w pasie przy stopie wału ochronnego. Na polderze, przyjętym do badań porównawczych jako obiekt o wysokim stopniu przekształceń antropogenicznych, wyznaczono cztery transekty pomiarowe: Osinów, Cedynia, Lubiechów i Markocin, w których równolegle przeprowadzono podobny program badawczy, jak w transektach pomiarowych Kostrzyneckiego Rozlewiska. Wykonano także identyczne opracowania wyników tych badań. Dla celów tego artykułu wybrano do prezentacji wyniki tylko z transektu Cedynia, jako reprezentatywne dla większej części tego obiektu. Na rycinie 6 przedstawiony jest profil terenu w tym transekcje, poczynając od prawego brzegu Odry, a kończąc na obrzeżach Cedyni. Krzywe depresji przy maksymalnych, średnich i minimalnych stanach wody gruntowej wskazują, że są one ściśle zależne od stanów wody w rowach i kanałach odwadniających, a te z kolei w znacznym stopniu regulowane są mechanicznie przez wydajną stację pomp. Amplituda wahań zwierciadła wody gruntowej na polderze jest wyraźnie

mniejsza w stosunku do zmienności stanów Odry. Z wykresów na rycinach 6 i 9 widoczny jest słabszy związek stanów wody w kanałach na polderze ze stanami Odry, w przekroju jej koryta na wysokości Cedyni, w stosunku do zależności na Kostrzyneckim Rozlewisku. Potwierdzają to również wyniki analiz statystycznych.

Tak bardzo zróżnicowane warunki hydrologiczne na przedstawionych obiektach znacząco wpływają na kształtowanie się odmiennych typów siedlisk i związanych z nimi ekosystemów. Kształtują też odmienne krajobrazy, pełniące ważne funkcje w systemach wodno-gospodarczych, społecznych, kulturowych i innych [2, 5]. W obecnych warunkach gospodarczych Polski obserwuje się tendencję do zmiany sposobu zagospodarowywania nadrzecznych terenów depresyjnych. W mniejszym stopniu stosuje się intensywną techniczną polderyzację (poldery zimowe), a częściej wykorzystuje się mniej intensywne sposoby meliorowania nowych obiektów w formie letnich polderów, pełniących często również rolę przeciwpowodziowych zbiorników retencyjnych. Spotykane są też przypadki celowej lub samoistnej renaturyzacji dawnych polderów. Badania nad kierunkiem i efektami tych zmian prowadzone są między innymi w dolinie dolnej Odry [1, 2], czy środkowej Warty [4].

## **5. Wnioski**

1. Kostrzyneckie Rozlewisko przez kilkadziesiąt lat wykorzystywano jako ekstensywny użytek rolny. W latach osiemdziesiątych dwudziestego wieku zaniechano prawie całkowicie użytkowania rolniczego i obiekt ten, jako tzw. „użytek ekologiczny”, zaczyna powracać do stanu sprzed zagospodarowania.
2. Przy obecnym stanie zagospodarowania Kostrzyneckiego Rozlewiska wody Odry oddziałują bezpośrednio na jego teren tylko w okresach wezbrań, a przy niższych stanach – pośrednio przez zasilanie Kanału Głównego. Krzywe depresji zwierciadła wód gruntowych skierowane są do tego kanału.
3. Na Polderze Cedyńskim mechaniczne odwadnianie jego terenu wymaga znaczne obniżenie zwierciadła wód gruntowych sprowadzanych do stacji pomp poprzez sieć odwadniającą. Krzywe depresji wód gruntowych skierowane są do rowów i kanałów odwadniających teren polderu.

4. Porównanie dwóch blisko siebie położonych obiektów, różniących się znacznie stopniem zmeliorowania, wykazuje dużo większą różnicowanie warunków hydrologicznych na terenie Kostrzyneckiego Rozlewiska względem Polderu Cedyńskiego.

## Literatura

1. **Bartosiewicz S.:** *Istniejąca i projektowana zabudowa hydrotechniczna Odry*. W: Korytarz ekologiczny doliny Odry, Jankowski W., Świerkosza K. (red.), IUCN, Warszawa, 67–75 (1995).
2. **Kamińska G., Winkler L., Trzaskość M.:** *Zasięgi i struktura zbiorowisk roślinnych na transekcie Siekierki Kostrzyneckiego Rozlewiska w Dolinie Odry*. W: Człowiek i środowisko przyrodnicze Pomorza Zachodniego. t. 1, Uniwersytet Szczeciński, Wydział Nauk Przyrodniczych, Szczecin, 94–101 (2006).
3. **Migoń P.:** *Charakterystyka fizjograficzna i geomorfologiczna doliny Odry*. W: Korytarz ekologiczny doliny Odry, Jankowski W., Świerkosz K. (red.), IUCN, Warszawa, 24–37 (1995).
4. **Przybyła Cz., Bykowski J., Mroziak K., Napierała M.:** *Znaczenie polderu Zagórów w ochronie przeciwpowodziowej*. Rocznik Ochrona Środowiska, t. 13, cz. 1, 801–813 (2011).
5. **Trzaskość M., Winkler L., Kamińska G., Malinowski R.:** *Szata roślinna Kostrzyneckiego Rozlewiska w aspekcie florystycznym, użytkowym i krajo-brazowym*. Folia Univ. Agric. Stetin., 242, 98, 181–186 (2004).

## Differentiation of Hydrological Conditions in Kostrzyneckie Rozlewisko and Cedyński Polder of the Odra Valley

### Abstract

Water conditions of the areas lying in river valley are shaped: on the one hand, by a natural hydrological regime of the river and on the other hand, by water runoff from the land situated higher. Most frequently the land adjoining the river, periodically depressed, with different kinds of wetland, constitutes an excellent habitat for rushes, the vegetation of great natural value. These areas are also attractive for agriculture and therefore are often transformed into meadows or arable land, depending on the soil (mineral or organic). Using the area along the river for agricultural purposes requires changing their natural hydrological conditions by technical protection in the form of polders.

In order to determine the changes in hydrological conditions caused by polderisation of depressions adjacent to the river in the years 2003–2005 comparative studies on two objects, reclaimed to a different extent, were conducted. Both the objects are close to each other, in the Odra valley, not far from the town Cedynia. The object „Kostrzyneckie Rozlewisko” is to a small extent drained and transformed whereas „Polder Cedyński” is comprehensively developed hydrotechnically and agriculturally. Hydrological studies included systematic monitoring of the Odra water level and the level of groundwater on each object. Study results showed to what degree and in which direction, the Odra water levels affect the dynamics of groundwater level on both the objects. In the case of „Kostrzyneckie Rozlewisko” there is a direct and highly correlated influence whereas on „Polder Cedyński” groundwater level is shaped by a drainage network connected to the Pump Station, situated in the lower part of polder, near the village Bielinek. Detailed analysis of collected hydrometric data allowed to: determine the present hydrological situation in comparison with multi-year data for both objects (time variability), the range and frequency of flooding in the case of „Kostrzyneckie Rozlewisko” and in the case of „Polder Cedyński” assess the effectiveness of area protection from inundation.



## Wpływ modyfikacji zeolitów na ich właściwości fizykochemiczne

*Renata Świdowska-Dąbrowska*  
*Politechnika Koszalińska*

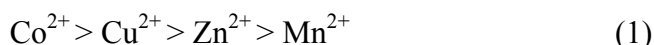
*Rafał Schmidt*

*Powiatowa Stacja Sanitarno-Epidemiologiczna w Koszalinie*

### 1. Wstęp

Zeolity to krystaliczne, uwodnione glinokrzemiany metali, przedstawiciele z grup I i II układu okresowego (Na, K, Mg, Ca, Sr, Ba), w których rozmiar porów wynosi 0,3–1,2 nm i zależy od struktury zeolitu. Zbudowane są z tetraedrów  $[\text{AlO}_4]^{5-}$  i  $[\text{SiO}_4]^{4-}$ , tworzących uporządkowaną sieć krystaliczną. Różny stopień utlenienia krzemu (IV) i glinu (III), nadaje im charakter elektroujemny. Wielkość ujemnego ładunku jest determinowana proporcją ilości Al/Si, która dla większości naturalnych zeolitów jest zawarta w granicach od 1:1 do 1:5. Wielkość ładunku może decydować o pojemności adsorpcyjnej, jonowymiennej i katalitycznej zeolitu. Struktura utworzona z pierścieniowych zespołów tetraedrów zawiera otwarte tunele, nadające zeolitom charakter sita molekularnego. Dotychczasowe zastosowanie zeolitów sprowadza się głównie do adsorpcji jonów amonowych [4], usuwania pierwiastków promieniotwórczych [4, 13] oraz metali ciężkich [4, 5, 9–11]. Ostatnie wyniki badań wskazują na możliwości użycia zeolitów także do usuwania związków chloroorganicznych [9, 13], zanieczyszczeń olejowych oraz w procesie biologicznego oczyszczania ścieków. W praktyce najczęściej stosowanym zeolitem do oczyszczaniu wody i ścieków jest klinoptylolit, którego cechuje znaczna pojemność jonowymienna. Badania wielu autorów [2, 5, 8, 13] wykazały, że proces usuwania metali na zeolitach ma charakter wymiennie-adsorpcyjny. Właściwości te wykorzystuje się również do usuwania i odzyskiwania metali ze ścieków przemysłowych. Klinoptylolit,

zwłaszcza w formie H i Na, można stosować do adsorpcji dwudodatnich kationów metali:  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ . W badaniach nad usuwaniem metali ciężkich ze ścieków za pomocą klinoptylolitu stwierdzono, że jego pojemność jonowymienna może się zmieniać od 1,6 mval/g dla Pb(II) do 0,02 mval/g dla Hg(II) [2, 5, 7, 9]. Usunięcie jonów  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$  i  $\text{Cr}^{3+}$  na klinoptylolicie w formie wodorowej [5–7] uzależnione jest od pH początkowego i czasu trwania adsorpcji. Przy  $\text{pH} < 4$  może następować wtórne uwalnianie zaadsorbowanych jonów. Wg autorów [5,6] wraz ze zmniejszaniem odczynu roztworu maleje ilość zaadsorbowanych jonów. Na przykład przy  $\text{pH} = 4$  adsorpcja  $\text{Pb}^{2+}$  wynosi 0,42 meq/g zeolitu, a przy  $\text{pH} = 1$  jest równa 0,3 meq/g. Autorzy prac [5,6] stwierdzili, że największe powinowactwo do zeolitu wykazują jony  $\text{Co}^{2+}$ , a najmniejsze  $\text{Mn}^{2+}$ , zgodnie z szeregiem (1):



Erdem [2] i Inglezakis [7] powyższy szereg selektywności wyjaśnili wielkością poszczególnych jonów. Kationy metali w roztworze wodnym tworzą kompleksy nisko- i wysokospinowe. Średnice uwodnionych jonów tworzą szereg:  $r_{\text{Mn}} > r_{\text{Zn}} > r_{\text{Cu}} > r_{\text{Co}}$  – dlatego w porównaniu do Mn(II) lepiej usuwanym jonem jest Co(II). Wszystkie niewodnione jony mogą łatwo migrować przez kanały klinoptylolitu, ale uwodnione są w przybliżeniu tej samej wielkości co wymiary kanałów, może więc tylko zachodzić proces wymiany jonowej. W ogólnościowej literaturze, dostępnych jest wiele prac dotyczących badań nad możliwością zastosowania klinoptylolitu do usuwania różnych jonów, m.in. [1–13]. Na przykład w pracy [8, 13] przedstawiono, że klinoptylolit może być stosowany do kompleksowego usuwania  $\text{As}^{3+}$  i  $\text{Cr}^{6+}$ , w [11] do adsorpcji  $\text{Cu}^{2+}$  i  $\text{Ni}^{2+}$ , w [5,7]  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{3+}$  i  $\text{Cd}^{2+}$ . W cytowanej literaturze istnieje pewna niezgodność dotycząca mechanizmu usuwania jonów na zeolitach. Część autorów proces ten wyjaśnia zachodzącą wymianą jonową, pozostali uważają, że zachodzi adsorpcja jonów na zeolitach. Przy interpretacji procesu, autorzy nie biorą pod uwagę, że zeolity oprócz kationów kompensujących ujemny ładunek szkieletu wielkocząsteczkowego, posiadają również tunele, które nadają im charakter sita molekularnego. W wielu przypadkach proces usuwania jonów zachodzi na skutek zakleszczania się ich w tunelach lub adsorpcji katalitycznej. W wyniku adsorpcji jonów na zeolitach, zarówno w warunkach dynamicznych jak i statycznych następuje obniżenie pH roztworu, w efekcie czego mogą powstawać za-

równie kompleksy elektrododatnie, jak i zdysocjowane jony tworzące akwajony [12]. Wzrost odczynu powoduje zmianę kompleksów elektrododatnich na elektroujemne i zachodzą wtedy procesy strącania i współstrącania, które zwiększają usunięcie jonów na zeolitach. Dlatego w pracy przedstawiono właściwości fizykochemiczne zeolitu naturalnego i w formie wodorowej oraz ich wpływ na roztwór wodny po procesie rozmywalności.

## 2. Materiały i metody

W badaniach zastosowano słowacki zeolit naturalny, zawierający w swoim składzie 84% klinoptylolitu, 8% krystobalitu, po 4% skaleni i illitu oraz śladowe ilości kwarcu i minerałów węglanowych. Zeolit naturalny (ZN) o granulacji 0,75–1,0 mm przeprowadzono w formę wodorową za pomocą 5% roztworu HCl, którym trzykrotnie zalewano zeolit w proporcji 3:1 i wytrząsano przez 2 godziny. Następnie zeolit przemylano wodą dejonizowaną i suszono w temperaturze 105°C. Procedurę powtarzano trzykrotnie, w celu zwiększenia stopnia wymiany protonów na jony występujące w strukturze zeolitu.

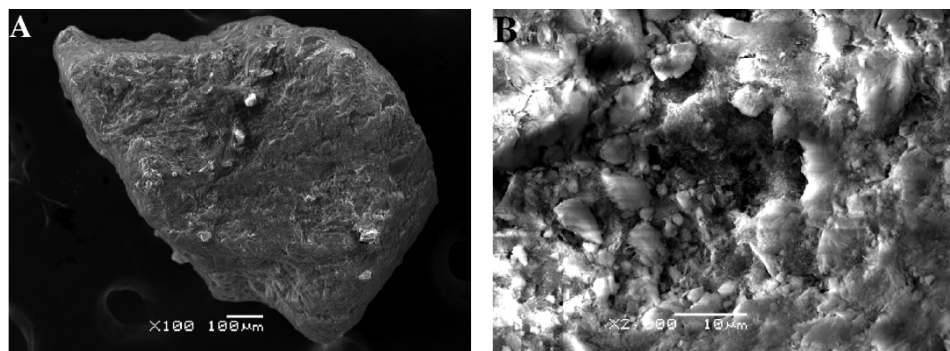
Potencjał elektrokinetyczny i wielkość cząstek zeolitu (w zawiesinie wodnej drobno zmielonego zeolitu o stężeniu 0,1 g/L) zmierzono techniką fazowej analizy laserowego światła rozproszonego w dzeta-metrze ZetaPals firmy Brookhaven.

Zdjęcia ziaren zeolitu wykonano na skaningowym mikroskopie elektronowym JSM 5500 LV.

Badania rozmywalności przeprowadzono w następujący sposób: do próbki zeolitu dodawano wodę dejonizowaną w stosunku 1:100 i wytrząsano przez 24 godziny. Korekty pH wody dokonywano za pomocą 0,1 mol/l NaOH lub 0,1 mol/l HCl. Zmiennymi wynikowymi były zmiany pH, przewodności właściwej oraz potencjału redoks. Oznaczenia analityczne jonów: Fe, Mn, Cr, Cu, Ni, Zn, Pb, Cd, Ca, Mg, Al, Si, K i Na wykonywano za pomocą spektrometru absorpcji atomowej firmy Varian Spectr AA 20 plus i Solar S4 firmy Thermo Jarrell Franklin USA.

## 3. Opis i analiza wyników badań

Do badań zastosowano zeolit naturalny klinoptylolit (ZN) i zeolit w formie wodorowej (ZH). Zeolit ten charakteryzował się jasnoszarą barwą i porowatą strukturą (rys. 1).



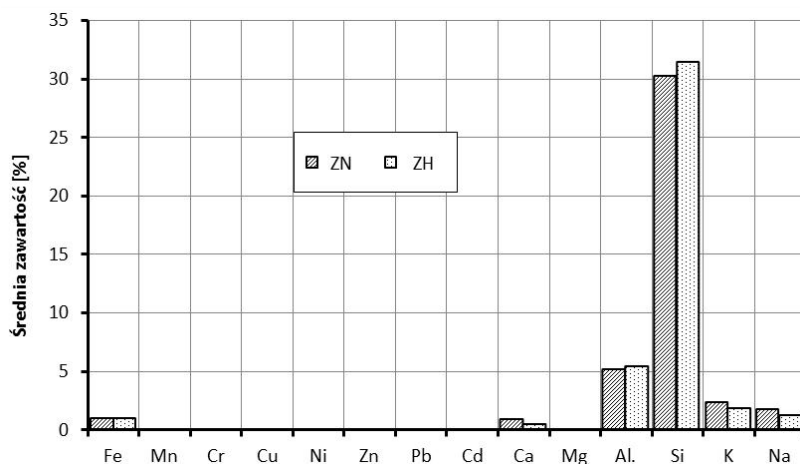
**Rys. 1.** Obrazy skaningowe zeolitu H – A) powiększenie 100 krotne,  
B) powiększenie 2000 krotne  
**Fig. 1.** Scanning images of zeolite H – A) 100 times magnification,  
B) 2000 times magnification

Zeolit ZH charakteryzuje się większym udziałem związków krzemu i glinu w stosunku do masy całkowitej – co wynika z wprowadzenia do zeolitu protonów (rys. 2). W wyniku modyfikacji zeolitu naturalnego 5% roztworem HCl może następować wymiana jonów sodu, wapnia i potasu na protony. Potwierdza to mniejsza zawartość metali alkalicznych i ziem alkalicznych w ZH. Badania rozmywalności zeolitu ZH wykazały, że po 24 godzinach czasu kontaktu ( $t_k$ ) ZH z wodą i przy różnym początkowym pH następuje jego obniżenie – rys. 3. Przy początkowym pH = 9 następuje zmniejszenie odczynu do pH = 4,2. W całym badanym zakresie zmian pH początkowego, zaobserwowano zmniejszenie odczynu po procesie rozmywalności w obecności ZH. Natomiast ZN nie wpływa na zmianę końcowego odczynu roztworu przy pH = 3 i 6 – rys. 3.

W wyniku ścierania zeolitu w procesie rozmywalności do roztworu migrują związki i jony żelaza – rys. 4. W odczynie kwaśnym będą dominowały rozpuszczalne kompleksy elektrododatnie typu  $\text{FeOH}^{2+}$  i  $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$  oraz zdysocjowane jony żelaza tworzące akwajony. Tłumaczy to, dlaczego przy pH = 3 stężenie żelaza rozpuszczonego jest na zbliżonym poziomie ze stężeniem Fe w zawiesinie – (rys. 4). Równocześnie ze wzrostem stężenia żelaza w zawiesinie, wzrasta mętność roztworu po procesie rozmywalności (rys. 5). Największą jej wartość zaobserwowano przy początkowym pH = 6, wynosiła ok. 140 NTU dla ZN i 35 NTU dla ZH. Wytłumaczyć to można powstającymi kompleksami. Przy pH początkowym 6 następuje

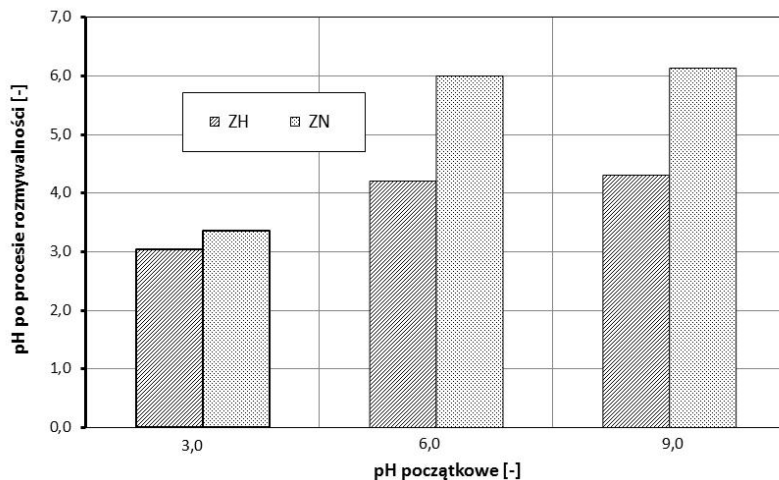


obniżenie odczynu roztworu do pH ok. 4 dla ZH i pH = 6 dla ZN – rys. 3. Przy pH = 4 dominują rozpuszczalne elektrododatnie kompleksy, dlatego żelazo występuje w postaci rozpuszczonej (rys. 4 i 5), natomiast przy pH końcowym pH = 6 żelazo występuje w formie strącalnej, co tłumaczy również wzrost stężenia żelaza w zawieszynie (rys. 4).



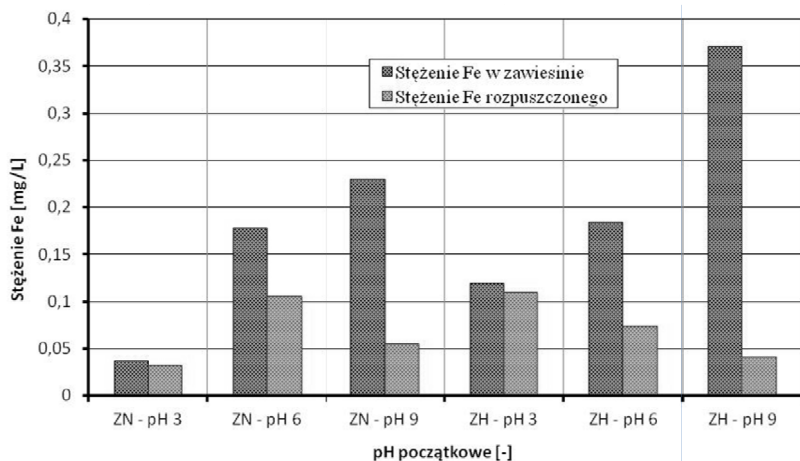
Rys. 2. Skład chemiczny badanych zeolitów

Fig. 2. Chemical composition of tested zeolites



Rys. 3. Wpływ pH początkowego na pH po procesie rozmywalności ( $t_c = 24$  h)

Fig. 3. Effect of the initial pH on pH after elution test ( $t_c = 24$  h)

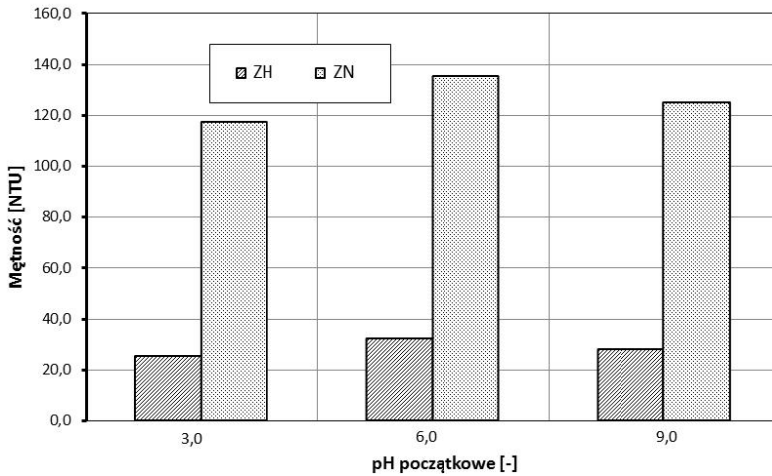


**Rys. 4.** Wpływ pH początkowego na zawartość żelaza w roztworze po procesie rozmywalności ( $t_k = 24$  h)

**Fig. 4.** Effect of initial pH on the iron content in solution after elution test ( $t_c = 24$  h)

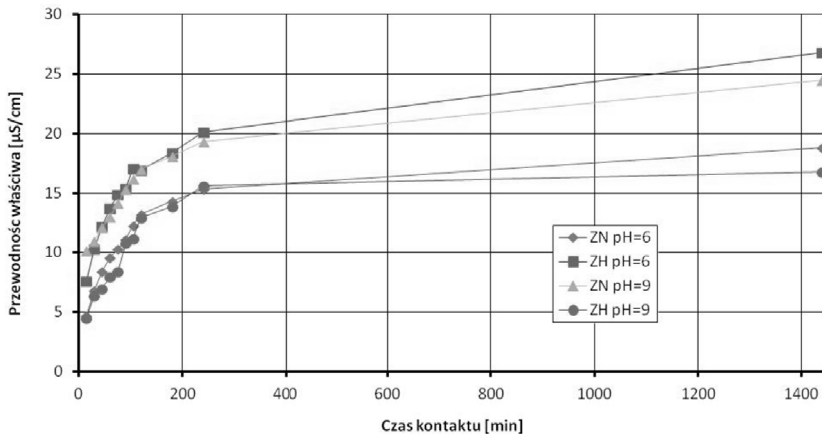
Ponadto zeolit podczas wytrząsania w procesie rozmywalności ulega ścieraniu, w wyniku czego może zachodzić wzrost mętności zdekantowanego z nad osadu roztworu. Najmniejszą mętność zaobserwowano przy początkowym pH = 3 ok. 120 NTU dla ZN i 20 NTU dla ZH. W tym odczynie końcowe pH wynosi 3, dlatego można przypuszczać, że jony migrujące z matrycy zeolitu do roztworu tworzą rozpuszczalne kompleksy elektrododatnie nie podwyższając mętności.

Powyższe przypuszczenia potwierdzają wyniki badań przewodności właściwej – rys. 6. Ze wzrostem czasu kontaktu ZH i ZN z roztworem wodnym, przewodność właściwa jest większa dla próbek z ZH w porównaniu do ZN w całym badanym zakresie  $t_k$ . Przy początkowym pH = 6 przewodność właściwa dla ZH wynosi ok. 28  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , a dla ZN ok. 18 po  $t_k = 1440$  minut. Z analizy rys. 5 i 6 widać wyraźną korelację pomiędzy mętnością, a przewodnością właściwą roztworu w funkcji pH. W obecności ZN i przy pH = 6 przewodność właściwa wzrasta z 5  $\mu\text{S}/\text{cm}$  do 18  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , a mętność do ok. 140 NTU, po  $t_k = 1440$  min.



**Rys. 5.** Wpływ pH początkowego na mętność roztworu po procesie rozmywalności ( $t_k = 24$  h)

**Fig. 5.** Effect of the initial pH on the solution turbidity after elution test ( $t_k = 24$  h)

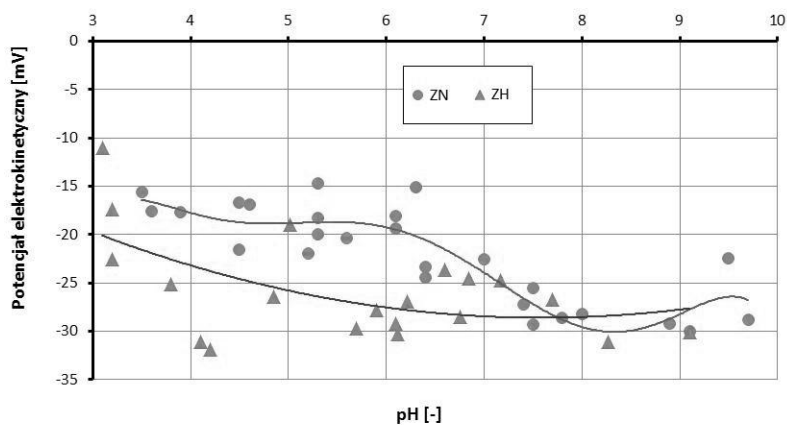


**Rys. 6.** Wpływ czasu kontaktu ZH i ZN na przewodność właściwą roztworu po procesie rozmywalności ( $t_k = 24$  h)

**Fig. 6.** Effect of contact time on ZH and ZN the solution conductivity after elution test ( $t_c = 24$  h)

Powyższą analizę wyników badań, potwierdzają również pomiary potencjału dzeta badanych zeolitów w roztworze wodnym, przedstawione na rys. 7. Potencjał  $\zeta$  zeolitu naturalnego zmieniał wartości w prze-

dziale od -15 do -30 mV w zakresie pH od 3 do 9,6. Potencjał  $\zeta$  ZH w danym zakresie pH ma znacznie większe bezwzględne wartości, które zmieniają się w przedziale od -20 mV do -30 mV. Na podstawie otrzymanych wyników należy wnioskować, że zeolit H posiada większą aktywność elektrostatyczną od zeolitu naturalnego.



**Rys. 7.** Potencjał elektrokinetyczny ZH i ZN

**Fig. 7.** Electrokinetic potential of zeolites ZH and ZN

Migrujące protony z matrycy ZH do roztworu powodują powstawanie nadmiaru ładunku ujemnego przy centrach kwasowych typu Brønsteda, dlatego potencjał w całym badanym zakresie zmian pH był ujemny. Ze wzrostem  $\text{pH} > 6$  protony zobojętniają grupy wodorotlenowe, zwiększając moc centrów kwasowych obniżając potencjał dzeta.

### 3. Posumowanie i wnioski

Z przedstawionych wyników badań wyraźnie wynika, że decydującym czynnikiem wpływającym na jakość roztworu wodnego po procesie rozmywalności jest pH roztworu początkowego. W zależności od sposobu modyfikacji właściwości fizykochemiczne zeolitów mogą się znacznie różnić. Przeprowadzenie zeolitu naturalnego w formę wodorową zwiększa jego kwasowość oraz odporność fizykochemiczną. Modyfikacja zeolitu roztworem HCl umożliwia również podwyższenie zawartości czystego zeolitu w wyniku rozpuszczania innych materiałów niezeolitowych.

Na podstawie przeprowadzonych badań na ZN i ZH można sformułować następujące wnioski:

1. Modyfikacja zeolitu naturalnego protonami zwiększa jego kwasowość i stabilność fizykochemiczną;
2. Badania rozmywalności wykazały, że jest większa migracja zanieczyszczeń (np. Fe) z matrycy ZN w porównaniu do ZH. Naturalny klinoptylolit sprowadzany był do postaci wodorowej w procesie statycznym, co zwykle nie zapewnia całkowitego wycięcia innych jonów związanych z grupami jonowymiennymi;
3. Znaczący wzrost mętności w funkcji pH spowodowany jest głównie ścieraniem ziaren zeolitu w procesie wytrząsania oraz w wyniku powstawania strącalnych kompleksów żelaza;
4. Potencjał elektrokinetyczny zeolitu ZH zmalał po procesie modyfikacji w całym badanym zakresie zmian pH. Zdecydowany wpływ na ładunek powierzchniowy zeolitu mają jony potencjałotwórcze, takie jak  $H^+$  i  $OH^-$ .

*Praca naukowa finansowana ze środków Narodowego Centrum Nauki w latach 2010–2013 jako projekt badawczy nr N523 559138.*

## Literatura

1. **Dal Bosco S. M., Jimenez R.S., Carvalho W.A.:** *Removal of toxic metals from wastewater by Brazilian, Natural Scolecite.* J. Colloid Interface Sci. 281, 424–431 (2005).
2. **Erdem E., Karapinar N., Donata R.:** *The removal of heavy metal cations by natural zeolites.* J. Colloid Interface Sci. 280, 309–314 (2004).
3. **Feroze M., Asharf A.:** *Technologies for arsenic removal from drinking water.* Bangladesh Univ. of Eng. and Tech., Tokyo, Japan. 2005.
4. **Garcia-Sosa I., Solache-Rios M.:** *Cation-exchange capacities of zeolites A, X, Y, ZSM-5 and Mexican erionite compared with the retention of cobalt and cadmium.* Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 250, 205–206 (2001).
5. **Inglezakis V.J., Zorpas A.A., Loizidou M.D. Grigoropoulou H.P.:** *The effect of competitive cations and anions on ion exchange of heavy metals.* Separation and Purification Technology, Volume 46, Issue 3, 202–207 (2005).
6. **Inglezakis V.J., Loizidou M.D., Grigoropoulou H.P.:** *Equilibrium and kinetic ion exchange studies of Pb(II), Cr(III), Fe(III) and Cu(II) on natural clinoptilolite.* Water Research, No 36, 2784–2792 (2002).

7. **Inglezakis V.J., Loizidou M.D., Grigoropoulou H.P.:** *Ion exchange of  $Pb^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Fe^{3+}$ , and  $Cr^{3+}$  on natural clinoptilolite: selectivity determination and influence of acidity on metal uptake.* Journal of Colloid and Interface Science 261, 49–54 (2003).
8. **Camacho L.M., Parra R.R., Deng S.:** *Arsenic removal from groundwater by  $MnO_2$ -modified natural clinoptilolite zeolite: Effects of pH and initial feed concentration.* Journal of Hazardous Materials 189, 286–293 (2011).
9. **Mier M.V., Callejas R.L., Gehr R., Cisneros B.E.J., Alvarez P.J.:** *Heavy metal removal with Mexican clinoptilolite: multi-component ionic exchange.* Wat. Res. Vol. 35, No. 2, 373–378 (2001).
10. **Elizalde-Gonzalez M.P., Mattusch J., Einicke W.D., Wennrich R.:** *Sorption on natural solids for arsenic removal.* Chemical Engineering Journal, Vol. 81, No 1, 187–195 (2001).
11. **Genc-Fuhrman H., Mikkelsen P.S., Ledin A.:** *Simultaneous removal of As, Cd, Cr, Cu, Ni and Zn from storm water: Experimental comparison of 11 different sorbents.* Water Research, No. 41, 591–602 (2007).
12. **Schmidt R., Anielak A.M.:** *The Removal of Cu (II) and Ni (II) on the modified Clinoptilolite.* Przemysł Chemiczny, Nr 4/2011.
13. **Weitkamp J.:** *Zeolites and catalysis.* Solid State Ionics, No 131, 175–188 (2000).

## Impact of Zeolites Modification on Their Physicochemical Properties

### Abstract

Zeolites are crystalline, hydrated aluminosilicates of alkali and alkaline earth metals (Na, K, Mg, Ca, Sr, Ba), in which the pore size is 0.3–1.2 nm and depends on the structure of the zeolite. They consist of tetrahedrons of  $[AlO_4]^{5-}$  and  $[SiO_4]^{4-}$ , which make ordered crystal lattice of rings, channels and chambers. Variable degree of oxidation of silicon (IV) and aluminum (III) causes their electronegative character. The size of the charge may determine the adsorption, ion exchange and catalytic capacities of zeolite. The structure made of ring tetrahedron units contains open tunnels, making zeolites also molecular sieves. Zeolites are mostly used for adsorption of ammonium ions from aqueous solutions, removal of radioactive elements and heavy metals, and recent studies suggest the possibility of application of zeolites for removal of chloroorganic compounds and oily pollutants. The most widely used zeolite in practice for water and wastewater treatment is clinoptilolite, which is characterized by large ion exchange and adsorption capacity. Authors of many works explain the adsorption process with ion

exchange. But when interpreting the results the authors do not consider that the zeolites have also tunnels that make them also molecular sieves. As a result of ion adsorption on clinoptilolite in hydrogen or sodium form, pH of the solution decreases, resulting in possible formation of electropositive, electronegative complexes and dissociated ions which make up aquaions, increasing or decreasing the effectiveness of their removal. During usage of modified zeolites for the adsorption of ions from aqueous solutions, many accompanying processes take place, such as precipitation, coprecipitation and catalytic adsorption. The influence of the physicochemical properties of natural zeolite and zeolite in the hydrogen form on an aqueous solution in the process of washing out is presented in the paper.

Presented results clearly prove that the decisive factor affecting the quality of the aqueous solution after the washing out process is initial pH of the solution. Depending on method of modification, physicochemical properties of zeolites can vary considerably. Transformation of natural zeolite into the hydrogen form increases its acidity and physical and chemical resistance. Modification of zeolite with HCl may also increase the content of pure zeolite by dissolution of other, non-zeolite materials. Zeolite H has a greater content of silicon and aluminum compounds in relation to total mass – which is a result of introduction of protons into the zeolite. This is confirmed by lower content of alkali metals and alkaline earth metals (sodium, calcium and potassium) in ZH. Exchange of ions of sodium, potassium, calcium for protons is a result of modification of ZN with HCl. Examination of washing out process showed that there is a small migration of impurities (Fe and Ca) from ZH as compared to ZN. At the same time increase of iron content in the solution increases its turbidity. And also turbidity depends on the initial pH of the solution. Its highest value was observed when the initial pH was equal to 6. Significant increase of turbidity as a function of pH is mainly caused by abrasion of zeolite grains in the process of shaking and by formation of precipitable complexes of iron and calcium. The paper presents also the results of zeta potential measurements.  $\zeta$  potential of H zeolite in the investigated range of pH has much higher absolute values compared to ZN and vary in the range from -20 mV to -30 mV. H zeolite has a higher electrostatic activity than natural zeolite. Potential creating ions such as  $H^+$  and  $OH^-$  have decisive influence on the zeolite surface charge.



## **Wpływ wstępnej ultradźwiękowej sonifikacji serwatki kwaśnej na efektywność procesu fermentacji metanowej**

*Marcin Zieliński, Marcin Dębowski, Anna Grala, Magda Dudek  
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*

### **1. Wstęp**

Powstająca w dużych ilościach w zakładach mleczarskich serwatka może być groźnym ekologicznie odpadem z produkcji sera lub kazeiny. Z uwagi na ogromne ładunki związków organicznych bezpośrednie odprowadzenie surowej serwatki do środowiska grozi jego silnym skażeniem. Jednocześnie serwatka może stanowić cenny substrat do dalszego przetworzenia np. w przemyśle spożywczym.

Jednym ze sposobów unieszkodliwienia serwatki jest jej wykorzystanie jako substratu do procesu fermentacji metanowej. W prezentowanych badaniach analizowano, w jakim stopniu zastosowanie ultradźwięków do kondycjonowania serwatki może poprawić wydajność jej beztlenowego rozkładu w procesie mezofilowej fermentacji metanowej. W wielu publikacjach przedstawiane są szerokie możliwości aplikacyjne oraz skuteczne rozwiązania technologiczne oparte na zastosowaniu tego czynnika fizycznego [7]. Ultradźwięki stosowane były w procesach usuwania amoniaku ze ścieków [1], poprawienia podatności na biologiczny rozkład zanieczyszczeń organicznych [18, 15], dezynfekcji wody [2, 16], preparowaniu osadów ściekowych przed ich fermentacją lub odwadnianiem [19, 21, 22], wspomaganie procesu filtracji membranowej [11, 10] i innych [14, 8, 12].

Ultradźwiękami nazywane są fale akustyczne o częstotliwości powyżej 16 kHz, szeroko wykorzystywane w ultrasonografii medycznej, kosmetologii i przemyśle [13, 17]. Wyróżnia się efekty termiczne i nie-



termiczne działania ultradźwięków. Termiczne występują, gdy energia pochłaniana przez materię przekształca się w ciepło, natomiast efekty nietermiczne można sklasyfikować jako mechanizmy kawitacyjne i naprężenia [6, 13].

Celem badań było określenie możliwości zastosowania ultradźwiękowej sonifikacji do kondycjonowania serwatki kwaśnej przed procesem fermentacji metanowej. Analizowano wpływ dozowania różnych ilości energii ultradźwiękowej na serwatkę kwaśną pod względem szybkości jej rozkładu oraz produktywności metanu w warunkach mezofilowej fermentacji metanowej.

## 2. Metodyka

Badania nad wpływem ultradźwiękowej sonifikacji na efektywność rozkładu serwatki kwaśnej przeprowadzono w pięciu seriach badawczych różniących się ilością energii wprowadzanej podczas kondycjonowania (tab. 1). Badania prowadzono przy wykorzystaniu proszku serwatki kwaśnej, sporządzając roztwór złożony z 100 g serwatki i 1 dm<sup>3</sup> wody wodociągowej. Roztwór poddano działaniu ultradźwięków, wykorzystując dezintegrator ultradźwiękowy UP 400S. Podczas dezintegracji urządzenie pracowało z mocą 400 W, a emitowane ultradźwięki miały częstotliwość 24 kHz. W kolejnych seriach zmieniano czas ekspozycji (tabela 1) zachowując stałą objętość dezintegrowanego roztworu (1 dm<sup>3</sup>) oraz stężenie serwatki.

**Tabela 1.** Warunki sonifikacji w kolejnych seriach badawczych

**Table 1.** Terms of sonication in the series of research

	Czas sonifikacji [s]	Całkowita ilość wprowadzonej energii [Wh]	Ilość energii wprowadzonej w przeliczeniu na objętość sonifikowanej serwatki [Wh/cm <sup>3</sup> ]	Temperatura serwatki po sonifikacji [°C]
Seria 1	0	–	–	25,0
Seria 2	300	26,83	0,027	40,0
Seria 3	600	52,85	0,053	56,7
Seria 4	3000	199,69	0,200	80,7
Seria 5	6000	335,38	0,335	89,1

Po dezintegracji analizowano podatność serwatki na beztlenowy rozkład w procesie fermentacji metanowej. Przeprowadzono pomiary respirometryczne wykorzystując, jako inoculum osad beztlenowy adaptowany do rozkładu serwatki. Sucha masa osadu wykorzystanego w pomiarach wynosiła 24,156 g<sub>s.m.</sub>/l, zawartość frakcji organicznej wynosiła 96,8%. W pomiarach respirometrycznych wykorzystano system pomiarowy OxiTop firmy WTW. Respirometry składały się z naczynia reakcyjnego oraz główki pomiarowej mierzącej zmiany ciśnienia parcjalego we wnętrzu naczynia. Na podstawie zmierzonej wysokości zmiany ciśnienia możliwe jest obliczenie ilości moli oraz objętości powstałego biogazu w przeliczeniu na warunki normalne.

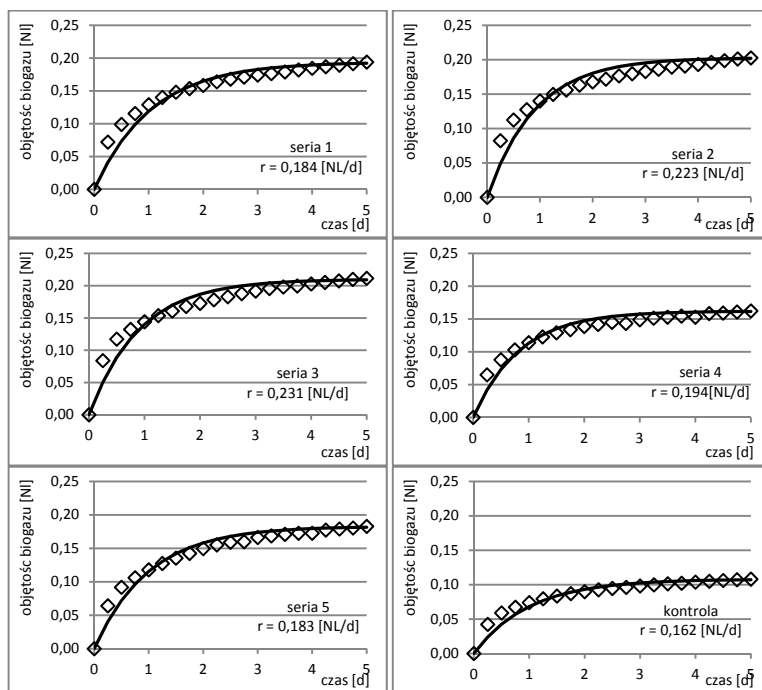
W komorze reakcyjnej o objętości całkowitej 1000 ml umieszczano 200 cm<sup>3</sup> osadu czynnego oraz bonifikowaną serwatkę, w zależności od serii z różną długością czasu. Jednorazowo wprowadzano 2 cm<sup>3</sup> roztworu serwatkowego o wartości ChZT 100 g/l ±0,1 g/l. Dawało to początkowe obciążeniu reaktora na poziomie 1 kg ChZT/m<sup>3</sup>. Jednocześnie przeprowadzono pomiary respirometryczne dla próby zerowej określając aktywność oddechową samego osadu bez pożywki. Całą zawartość reaktora odtleniano wypełniając fazę gazową reaktora azotem, a następnie szczelnie zamykano. Zestaw pomiarowy umieszczano w szafie termostatującej o histerezie nie przekraczającej ±0,2°C. Pomiary prowadzono przy temperaturze 35°C. Czas pomiaru wynosił 5 dni, wartości ciśnienia w komorze reakcyjnej były odczytywane i rejestrowane co 20 min. Na zakończenie cyklu pomiarowego dokonano pomiaru, jakości biogazu za pomocą chromatografu gazowego Agilent 7890. Analizowano zawartość (% v/v) w biogazie metanu CH<sub>4</sub>, dwutlenku węgla CO<sub>2</sub> oraz siarkowodoru H<sub>2</sub>S i amoniaku NH<sub>3</sub>.

Z pomiarem respirometrycznym wykonywano jednocześnie pomiary wartości pH osadu. Pomiary przeprowadzono przy wykorzystaniu analizatora firmy Cerko.

Badania we wszystkich seriach, w tym w serii kontrolnej przeprowadzono w trzech powtórzeniach. Do obliczeń statystycznych wykorzystano program Statistica 9.0.

## 2. Wyniki

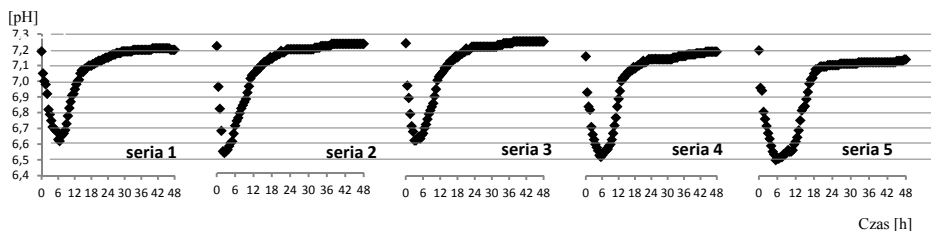
Pomiary respirometryczne pozwoliły na ocenę wpływu sonifikacji serwatki na możliwości uzyskania z niej biogazu w procesie fermentacji metanowej. Odnosząc ilość powstałego biogazu w kontrolnej serii 1 do pozostałych serii nie stwierdzono istotnego wzrostu. Średnio najwyższą objętość powstającego biogazu stwierdzono w serii 3 –  $0,211 \text{ dm}^3$ . Uwzględniając wielkość produkcji biogazu w próbie kontrolnej, produkcja biogazu w przeliczeniu na wprowadzony ładunek ChZT wyniosła  $505 \text{ dm}^3/\text{kg}_{\text{ChZT}}$ . W odnośnikowej serii 1, gdzie dozowana serwatka nie była sonifikowana było to  $430 \text{ dm}^3/\text{kg}_{\text{ChZT}}$ . Przy wydłużeniu czasu sonifikacji w serii 4 oraz w serii 5 ilość powstającego gazu była średnio niższa niż w serii 1, ale różnice te nie były statystycznie istotne (rys. 1).



**Rys. 1.** Krzywe szybkości produkcji biogazu w kolejnych seriach badawczych  
**Fig. 1.** Biogas production rate curves in the series of research

Zaobserwowano wpływ zastosowania sonifikacji na szybkość procesu fermentacji oraz zawartość procentową metanu. W serii 2 i serii 3 szybkość produkcji biogazu była znacząco wyższa w porównaniu do serii 1. Przykładowo w serii 3 biogaz powstawał zgodnie z reakcją 1 rzędu, łączna szybkość reakcji produkcji biogazu wynosiła 0,231 NL/d. W przypadku, gdy fermentowano serwatkę sonifikowaną przez 3000 dm<sup>3</sup> lub 6000 sekund szybkość fermentacji nie rosła w znaczący sposób i była zbliżona do serii 1 (rys. 1).

Na podstawie pomiarów zmian wartości pH określano szybkość przebiegu kolejnych faz fermentacji metanowej. W porównawczej serii 1 wartość pH mieszaniny osadu beztlenowego i serwatki spadała przez pierwsze 390 min. trwania pomiaru. Następnie wartość pH rosła, co oznaczało, iż alkaliczne produkty metanogenezy zaczęły przeważać nad kwasogenezą. W serii 2, w której fermentowano serwatkę sonifikowaną przez 300 s czas, po którym pH roztworu osiągnęło minimalną wartość wynosił 150 min. Zbliżoną wartość stwierdzono w serii 3 gdzie produkty alkaliczne metanogenezy zaczęły przeważać po 180 min. W seriach 4 i 5 pomimo najdłuższego czasu sonifikacji nie stwierdzono znaczących różnic w stosunku do odnośnikowej serii 1 (rys. 2).



**Rys. 2.** Zmiany wartości pH w czasie w kolejnych seriach badawczych

**Fig. 2.** Changes in pH over time in the series of research

Zastosowanie metod wstępnego przygotowania substratu przed procesem fermentacji ma ekonomiczny sens jedynie w przypadku, gdy zysk energetyczny z zastosowanych metod znacznie przewyższa poniesione nakłady. W prezentowanych badaniach sonifikowano jednocześnie 1000 cm<sup>3</sup> roztworu serwatki, z których następnie fermentowano 2 cm<sup>3</sup>. Ilości wprowadzanej energii w przeliczeniu na objętość serwatki przedstawiono w tabeli 2. Wyliczona wartość energetyczna powstałego bioga-

zu uwzględnia zawartość metanu w powstającym biogazie (kolumna 5) oraz produkcję biogazu (rys. 1) i wartość opałowa metanu (9,17 Wh/L). Uwzględniając nakłady energetyczne na sonifikację oraz wartość energetyczną wytwarzanego biogazu stwierdzono, iż w przypadku serii 3 zysk energetyczny był największy i wynosił 1,028 Wh. Oznacza to, iż w warunkach eksperymentu wartość energetyczna powstałego w tej serii biogazu była o około 25% większa w porównaniu do serii kontrolnej. W przypadku serii 4 uzyskano wartość ujemną. Wyprodukowany biogaz miał mniejszą wartość energetyczną niż biogaz w serii 1 odnośnikowej. Podobnie w serii 5 zysk energetyczny w postaci większej produkcji metanu był nieznaczny (0,019 Wh) (tab. 2).

**Tabela 2.** Szacunkowy bilans energetyczny

**Table 2.** Estimated energy balance

	Ilość wprowadzonej energii w przeliczeniu na objętość (2 cm <sup>3</sup> ) fermentowanej serwatki [Wh]	Wartość energetyczna powstałego biogazu [Wh]	Zysk energetyczny brutto [Wh] (2 – 1)	Zysk energetyczny z zastosowania ultradźwięków [Wh] (3 – 3,079)	Procentowa zawartość metanu [%]
	1	2	3	4	5
Seria 1	–	3,079	3,079	0	57,7
Seria 2	0,054	3,585	3,531	0,452	68,8
Seria 3	0,106	4,213	4,107	1,028	73,8
Seria 4	0,399	3,331	2,932	-0,147	74,6
Seria 5	0,671	3,769	3,098	0,019	74,9

### 3. Dyskusja

Możliwość beztlenowego unieszkodliwiania odpadowych produktów przemysłu mleczarskiego jest obiektem licznych badań [5, 23]. Z wyników prezentowanych przez Janczukowicza i innych wynika, iż serwatka kwaśna z produkcji serów twarogowych jest bardziej oporna na biochemiczny rozkład niż ścieki pochodzące z innych działów produkcji mleczarskiej [9]. W prezentowanych badaniach podjęto próbę zwiększenia efektywności rozkładu serwatki kwaśnej w procesie fermentacji metanowej dzięki jej wcześniejszej sonifikacji. W technologiach fermentacyjnych sonifikację najczęściej stosuje się do dezintegracji osadów nad-

miernych [19]. Fernandez-Cegri i in. badali wpływ wstępnej obróbki ultradźwiękowej na przebieg fermentacji metanowej odpadów stałych pochodzących z procesu ekstrakcji oleju słonecznikowego. Biogazowanie odpadów traktowanych wcześniej ultradźwiękami spowodowało 53,8% wzrost produkcji metanu w porównaniu z odpadami nie traktowanymi ultradźwiękami [6]. Ward i in. podają że na skutek działania ultradźwięków produkcja biogazu wzrasta o 34% w porównaniu z osadem nie traktowanym USG [20]. Erden i in. odnotowali 44% poprawę produkcji metanu na skutek zastosowania ultradźwiękowej obróbki osadów [4]. Elbeshbishy i in. prowadzili pracę nad usprawnieniem fermentacji metanowej gnojowicy świńskiej, zastosowanie obróbki ultradźwiękowej spowodowało 26% wzrost produkcji metanu [3]. W prezentowanych badaniach dzięki zastosowaniu ultradźwięków stwierdzono maksymalnie około 17% wzrost zawartości. Najistotniejsze było uzyskanie najwyższej efektywności energetycznej, czyli zrównoważenie nakładów ze wzrostem produkcji metanu. Uzyskano maksymalnie ok. 25% wzrost wartości energetycznej biogazu po uwzględnieniu nakładów energetycznych na sonifikację.

#### **4. Wnioski**

Uzyskane wyniki badań wskazują, iż dzięki sonifikacji można znacząco zwiększyć wartość energetyczną produkowanego w procesie fermentacji metanowej biogazu. Pomimo nakładów energetycznych na sonifikację, zwiększona produkcja biogazu o podwyższonej zawartości metanu wskazuje na celowość stosowanych zabiegów przygotowawczych substratu. Wyniki serii 4 i 5 z największymi dawkami energii ultradźwięków pokazały, że ilość wprowadzanej energii musi być dobierana bardzo starannie, a wzrost ilości wprowadzanych ultradźwięków nie przekłada się liniowo na wzrost produkcji metanu. W seriach o krótszych czasach ekspozycji na działanie ultradźwięków stwierdzono skrócenie czasu kwasogenezы oraz zwiększenie szybkości powstawania biogazu w porównaniu do serii odnośnikowej.

## Literatura

1. **Abu-Dayeh Matouq M., Al-Anber Z.A.:** *The application of high frequency ultrasound waves to remove ammonia from simulated industrial wastewater.* Ultrason. Sonochem. 14, 393–397 (2007).
2. **Blume T., Neis U.:** *Improved wastewater disinfection by ultrasonic pretreatment.* Ultrason. Sonochem. 11, 333–336 (2004).
3. **Elbeshbishy E., Aaldin S. Hafez H., Nakhla G., Ray M.:** *Impact of ultrasonication of hog manure on anaerobic digestibility.* Ultrason. Sonochem. 18, 164–171 (2011).
4. **Erden G., Filibeli A.:** *Ultrasonic pretreatment of biological sludge: consequences for disintegration, anaerobic biodegradability, and filterability.* J. Chem. Technol. Biotechnol. 85, 145–150 (2010).
5. **Ergurder T.H., Tezele U., Guven E., Demirer G.N.:** *Anaerobic biotransformation and methane generation potential of Cheese whey in batch and UASB reactors.* Waste Management. 21, 643–650 (2001).
6. **Fernández-Cegrí V., M.A. De la Rubia, Raposo F., Borja R.:** *Impact of ultrasonic pretreatment under different operational conditions on the mesophilic anaerobic digestion of sunflower oil cake in batch mode.* Ultrason. Sonochem. 19, 1003–1010 (2012).
7. **Gogate P.R.:** *Cavitation: an auxiliary technique in wastewater treatment schemes.* Adv. Env. Res. 6, 335–358, (2002).
8. **Gonze E., Fourel L., Gonthier Y., Boldo P., Bernis A.:** *Wastewater pretreatment with ultrasonic irradiation to reduce toxicity.* Chem. Enging. J. 73, 93–100 (1999).
9. **Janczukowicz W., Zieliński M., Dębowski M.:** *Biodegradability evaluation of dairy effluents originated in selected sections of dairy production,* Bioresour. Technol. 99, 4199–4205 (2008).
10. **Kobayashi T., Kobayashi T., Hosaka Y., Fujii N.:** *Ultrasound-enhanced membrane-cleaning processes applied water treatments: influence of sonic frequency on filtration treatments.* Ultrason. Sonochem. 41, 185–190 (2003).
11. **Kyllonen H., Pirkonen P., Nystrom M., Nuortila-Jokinen J., Gronroos A.:** *Experimental aspects of ultrasonically enhanced cross-flow membrane filtration of industrial wastewater.* Ultrason. Sonochem. 13, 295–302 (2006).
12. **Meegoda J.N., Perera R.:** *Ultrasound to decontaminate heavy metals in dredged sediments.* J. Haz. Mat. 85, 73–89 (2001).
13. **Milowska K.:** *Ultrasound – mechanisms of action and application in sonodynamic therapy.* Postepy Hig. Med. Dosw. 67, 338–349 (2007).

14. **Naffrechoux E., Chanoux S., Petrier C., Suptil J.:** *Sonochemical and photochemical oxidation of organic matter*. Ultrason. Sonochem. 7, 255–259 (2000).
15. **Neczaj E., Kacprzak M., Lach J., Okoniewska E.:** *Effect of sonication on combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in SBR reactor*. Desalination 204, 227–233 (2007).
16. **Phull S. S., Newman A. P., Lorimer J.P., Pollet B., Mason T. J.:** *The development and evaluation of ultrasound in the biocidal treatment of water*. Ultrason. Sonochem. 4, 157–164 (1997).
17. **Pilli S., Bhunia P., Yan S., Leblanc R.J., Tyagi R.D., Suram-Palli R. Y.:** *Ultrasonic pretreatment of sludge: A review*. Ultrason. Sonochem. 18, 1–18 (2011).
18. **Sangave C.P., Pandit B.A.:** *Ultrasound pre-treatment for enhanced biodegradability of the distillery wastewater*. Ultrason. Sonochem. 11, 197–203 (2004).
19. **Seungmin N., Young-Uk K., Jeehyeong K.:** *Physiochemical properties of digested sewage sludge with ultrasonic treatment*. Ultrason. Sonochem. 14, 281–285 (2007).
20. **Ward A.J., Hobbs P.J., Holliman P.J., Jones D.L.:** *Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources*. Bioresour. Technol. 99, 7928–7940 (2008).
21. **Wolski P., Zawieja I.:** *Effect of ultrasound field on dewatering of sewage sludge*. Archives of Environmental Protection, vol. 38, no. 2, 25–31 (2012).
22. **Yin X., Lu X., Han P., Wang Y.:** *Ultrasonic treatment on activated sewage sludge from petro-plant for reduction*. Ultrasonics. 44 397–399 (2006).
23. **Zieliński M., Krzemieniewski M., Dębowski M.:** *Technological effects of dairy wastewater treatment on anaerobic bed with activated medium*. Pol. J. Env. Stud. Series of Monographs. 5, 83–87 (2009).

## **Effect of Ultrasound Sonication on the Effectiveness of Acidic Whey Anaerobic Methane Fermentation Conditions**

### **Abstract**

Whey is almost clear liquid which is formed as a residue after cutting cow's milk. In its composition contains about 5% of sugar – lactose, protein and 1% and 0.5% fat, as well as minerals and vitamins. Whey may be about 50% dry milk was-was a part is separated from the whey clot, which is produced cheese or casein. 1 part by volume of the resulting cheese falls nearly 10 parts



of whey. Rennet in cheese production and ripening sweet whey is obtained, the production of cottage cheese whey acidic. The resulting large quantities of whey in dairy plants could be environmentally dangerous waste from the manufacture of cheese or casein. Because of the huge loads of organic compounds directly from crude whey-operation to the environment threatens to strong contamination. At the same time whey can be a valuable starting material for further processing, eg in the food industry.

One possible means of disposal of whey is its use as a substrate for methane fermentation process. Thanks to this potentially dangerous and onerous for the dairy whey can be converted into valuable biogas energy.

In this study analyzed the extent to which the application of ultrasound to condition the whey can improve its performance in the process of anaerobic mesophilic anaerobic digestion. Studies on the effects of ultrasound sonication on the effectiveness of the distribution of acid whey was carried out in five series of varying amounts of energy input during conditioning. After the disintegration of the whey, analyzed its susceptibility to anaerobic digestion in the mesophilic anaerobic digestion. For this purpose, respirometric measurements were performed using, as inoculum anaerobic sludge adapted to degrade whey. With the respirometric test performed simultaneous measurements of anaerobic sludge pH. Research in all series including the control series was performed in triplicate. For statistical calculations used the program Statistica 9.0. The obtained results indicate that by sonication can significantly increase the value of energy produced in the process of anaerobic digestion biogas. Despite the sonication energy inputs, increased production of biogas with high methane content makes it advisable to appropriate preparatory treatments of the substrate. The results of series 4 and 5 with the largest dose of ultrasound energy demonstrated that the amount of energy input must be selected very carefully, and the increase in the number entering the ultrasound does not translates into a linear increase in the production of methane. In the series, with shorter times of exposure to ultrasound was shorter acid phase and increase the rate of formation of biogas in comparison to a series of links.



## **Wpływ gęstości sadzenia na długość, grubość i liczbę pędów w karpie wierzby w czteroletnim cyklu uprawy**

*Adriana Borzymowska, Leszek Styszko  
Politechnika Koszalińska*

### **1. Wstęp**

W Polsce celem strategicznej polityki energetycznej jest osiągnięcie w 2020 roku 15% udziału odnawialnych źródeł energii (OZE) w zużyciu energii brutto. W 2010 roku zużycie to wynosiło 9,5%, a spośród pozyskanej energii z OZE – biomasa stała stanowiła 85,36% [2]. Biomasa stałą pozyskiwano z lasu, z przemysłu drzewnego i papierniczego, z rolnictwa, przemysłu rolno-spożywczego i gospodarki komunalnej. Według danych GUS największymi odbiorcami energii z biomasy w Polsce w 2010 roku były gospodarstwa domowe (45,9%), elektrownie i elektrociepłownie zawodowe (22,3%) oraz rolnictwo i leśnictwo (8,6%).

Biomasa z upraw rolniczych na cele energetyczne w Polsce pozyskuje się głównie z roślin jednorocznych (zboża, rzepak, ziemniaki, buraki, trawy i inne) jak również z upraw krótkiej rotacji, w tym z wierzby krzewiastej. Uprawa wierzb w Polsce nie jest jeszcze prowadzona na dużą skalę. Szacuje się, że jej powierzchnia upraw towarowych wynosi około 7000 hektarów. Uprawa wierzby krzewiastej w krótkich rotacjach wynosi 20–25 lat. Stąd rozpoznanie reakcji klonów na zagęszczenie sadzenia zrzezów ma duże znaczenie.

Celem podjętych badań była ocena odrastania pędów dziesięciu odmian wierzby krzewiastej (*Salix viminalis*) w czteroletnim cyklu, uprawianej na glebie lekkiej, o głębokim poziomie wody gruntowej, przy zróżnicowanym zagęszczeniu sadzenia zrzezów.

## 2. Materiał i metoda

Do analiz zagadnienia włączono dane z doświadczenia polowego założonego w Kościernicy w 2007 roku z dziesięcioma odmianami wierzby, na glebie lekkiej, IVb – V klasy bonitacyjnej. Pole to oddalone jest o 20 km na południe od Koszalina. Przy montażu piezometrów wiosną 2010 roku, okazało się, że poziom wody gruntowej na tym polu jest położony bardzo głęboko, gdyż od 17,6–18,1 m poniżej powierzchni terenu (p.p.t.). Taka lokalizacja upraw wierzby wskazuje na to, że korzenie wierzby nie sięgają do wody gruntowej, a na jej rozwój duże znaczenie ma rozkład opadów w okresie wegetacji.

Dane o rozkładzie opadów i temperatur w okresie kwiecień – październik, z lat 2008–2011, zaczerpnięto z automatycznej stacji meteorologicznej IHAR w Boninie, oddalonej w linii prostej o 10 km od pola doświadczalnego w Kościernicy (tab. 1). Na podstawie sumy opadów oraz średniej miesięcznej temperatury powietrza opracowano wskaźnik hydrotermiczny Sielianinowa ze wzoru o postaci:

$$K = P/0,1\sum t \quad (1)$$

gdzie:

P – miesięczna suma opadów atmosferycznych w mm,

$\sum t$  – miesięczna suma temperatury powietrza  $>0^{\circ}\text{C}$ .

Za warunki ekstremalne przyjęto wartości K, które mieszczą się w przedziałach niższych od 0,7 (skrajnie suche i bardzo suche) oraz powyżej 2,5 (bardzo wilgotne i skrajnie wilgotne).

Z danych zamieszczonych w tabeli 1 wynika, że warunki skrajnie suche i bardzo suche wystąpiły w maju 2008 roku, w kwietniu 2009 roku, czerwcu 2010 i w kwietniu 2011 roku. Natomiast warunki bardzo wilgotne i skrajnie wilgotne wystąpiły w kwietniu i sierpniu 2008 roku, czerwcu i październiku 2009 roku, maju 2010 roku i październiku 2011 roku. Z danych tych wynika, że lata 2008, 2010 i 2011 były dość wilgotne, a rok 2009 – wilgotny.

Doświadczenie składało się z okresu przygotowawczego (2007 rok), w którym wysadzono zrzesy wierzby o długości 20–25 cm, a po zakończeniu tej wegetacji – skoszono jednoroczne pędy zima 2007/2008 roku oraz z czteroletniego okresu odrastania pędów (lata 2008–2011).

**Tabela 1.** Warunki hydrotermiczne w Boninie k. Koszalina w latach 2008–2011  
**Table 1.** Water-thermal conditions in Bonin near Koszalin in years 2008–2011

Miesiąc	Współczynnik Sielianinowa [K] w latach			
	2008	2009	2010	2011
Kwiecień	<b>2,96</b>	<b>0,35</b>	0,78	<b>0,65</b>
Maj	<b>0,16</b>	2,43	<b>3,25</b>	1,39
Czerwiec	1,78	<b>3,58</b>	<b>0,58</b>	1,26
Lipiec	0,99	1,82	1,50	2,27
Sierpień	<b>2,52</b>	0,85	2,44	1,82
Wrzesień	1,17	1,57	2,34	1,39
Październik	2,39	<b>6,64</b>	2,38	<b>2,71</b>
Przeciętnie	1,61	2,29	1,84	1,64

Doświadczenie założono metodą losowanych podbloków w układzie zależnym, gdzie podblokami I rzędu była liczba wysadzonych zrzewów na hektarze (15.020, 22.134 i 35.200 zrzewów na hektarze), a drugiego rzędu – 10 odmian wierzby (1047; 1054; 1047D; Start; Sprint; Turbo; Ekotur; Oloff; Jorr i Tordis). Poletka miały powierzchnię 25,3 m<sup>2</sup>, na których wysadzono w dwóch rzędach, w zależności od gęstości odpowiednio – 38, 56 i 84 zrzewów. Wiosną w latach 2008-2011 zastosowano jednolicie na całym doświadczeniu nawożenie N-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-K<sub>2</sub>O w wysokości - 120-20-42 w moczniku 46% i amofosce N-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-K<sub>2</sub>O (5-10-21).

W trakcie wegetacji w latach 2008–2011 wykonano pomiary długości, grubości i liczby pędów żywych w karpie wierzby w 4 terminach (31 maj, 30 czerwiec, 30 wrzesień i 10 listopad). Pomiary grubości pędów wykonano suwmiarką na wysokości 10 cm od ziemi. Dla badanych cech wykonano analizy wariancji oraz oceniono strukturę procentową komponentów wariancyjnych. Istotność efektów oceniono testem F.

### 3. Wyniki i dyskusja

W analizach wariancji dla długości, grubości i liczby żywych pędów w krzaku wykazano istotność efektów głównych badanych czynników i większości ich interakcji (tab. 2). W analizach za zmienność resztową przyjęto współdziałanie najwyższego rzędu (ABCD). W każdej analizie dominującą była zmienność lat odrastania pędów. Czynniki te traktowano jako stałe, gdyż lata uprawy nie były tożsame z latami kalen-

darzowymi, ale były wycinkiem czasowym przy wieloletniej uprawie wierzby. W każdej analizie na drugim miejscu pod względem siły oddziaływania zostały sklasyfikowane odmiany, na trzecim – terminy pomiaru, a na czwartym – gęstość sadzenia zrzesów. Wszystkie efekty czynników głównych były istotne. Spośród współdziałań duże znaczenie miały interakcje odmian wierzby z latami odrastania pędów oraz odmian z gęstością sadzenia zrzesów. Efekty te okazały się wysoko istotne statystycznie. Istotnymi były także wpływy interakcji gęstości sadzenia zrzesów z latami odrastania pędów, chociaż mniej silne niż wcześniej wymienionych współdziałań.

**Tabela 2.** Wpływ badanych czynników na zmienność cech  
**Table 2.** Influence of examined factors on the variability of features

Komponent wariacyjny	Poziomy czynnik	Struktura procentowa komponentów wariacyjnych		
		długość pędów	grubość pędów	liczba pędów
Lata odrastania pędów [A]	4	68,0***	62,3***	46,0***
Terminy pomiaru [B]	4	7,6***	6,2***	7,1***
Gęstość sadzenia [C]	3	0,4***	0,1*	2,0***
Odmiany wierzby [D]	10	11,6***	12,3***	9,3***
Suma współdziałań		11,7	11,6	31,7
Współdz. AB		1,3***	0,1	13,1***
Współdz. AC		0,1***	0,5**	1,9***
<b>Współdz. AD</b>		<b>3,7***</b>	<b>6,2***</b>	<b>4,8***</b>
Współdz. BC		0,0	0,0	0,0
Współdz. BD		0,4***	0,3	0,5***
<b>Współdz. CD</b>		<b>4,2***</b>	<b>2,8***</b>	<b>4,9***</b>
Pozostałe współdziałania		2,7	1,7	6,5
Współdziałanie ABCD		0,7	7,5	3,9
Suma		100,0	100,0	100,0

Istotność przy poziomie: \* $\alpha = 0,05$ ; \*\*\* $\alpha = 0,001$

Pędy wierzby wykazywały corocznie większą długość i grubość, ale malała ilość żywych pędów w karpie (tab. 3). W czwartej wegetacji było tylko 45% stanu pędów żywych z pierwszego roku. W późniejszych terminach pomiarów było istotnie mniej pędów w karpie niż 31 maja.

**Tabela 3.** Wpływ badanych czynników na analizowane cechy  
**Table 3.** Influence of examined factors on analysed features

Badany czynnik	Poziomy czynnik	Długość pędów [cm]	Grubość pędów [mm]	Liczba żywych pędów w karpie [sztuk]
Lata odrastania pędów [A]	1	87,4	6,58	8,38
	2	218,3	13,87	5,07
	3	304,8	18,82	4,62
	4	373,8	24,28	3,80
	<b>NIR<sub>0,05</sub></b>	<b>3,1***</b>	<b>0,67***</b>	<b>0,15***</b>
Terminy pomiaru [B]	31 V	197,2	12,94	6,44
	30 VI	226,4	14,99	5,78
	30 IX	277,8	17,81	4,89
	10 XI	283,0	17,82	4,76
	<b>NIR<sub>0,05</sub></b>	<b>3,1***</b>	<b>0,67***</b>	<b>0,15***</b>
Gęstość sadzenia zrzczerw [sztuk·ha <sup>-1</sup> ] [C]	15.020	237,9	15,74	5,83
	22.134	<b>256,9</b>	<b>16,33</b>	<b>5,56</b>
	35.200	243,6	15,60	5,00
	<b>NIR<sub>0,05</sub></b>	<b>2,7***</b>	<b>0,58*</b>	<b>0,13***</b>
Odmiany wierzby [D]	1047	206,8	14,70	5,53
	1054	201,4	<b>12,31</b>	6,12
	1047D	222,8	14,83	6,35
	Start	<b>193,5</b>	13,04	5,98
	Sprint	226,3	14,75	<b>6,77</b>
	Turbo	226,6	14,15	5,23
	Ekotur	<b>346,1</b>	<b>23,52</b>	5,55
	Oloff	281,6	18,00	<b>3,70</b>
	Jorr	242,7	14,68	4,63
	Tordis	313,1	18,94	4,81
<b>NIR<sub>0,05</sub></b>	<b>4,9***</b>	<b>1,05***</b>	<b>0,24***</b>	
Średnia		246,1	15,89	5,47

Istotność różnic przy poziomie: \* $\alpha = 0,05$ ; \*\*\* $\alpha = 0,001$

Dla NIR podano wartość liczbową dla poziomu istotności  $\alpha = 0,05$

Również gęstość sadzenia zrzesów oraz odmiany wierzby istotnie wpływały na zmienność badanych cech. Przy gęstości sadzenia 22.134 zrzesów na hektarze uzyskano najdłuższe i najgrubsze pędy; było ich jednak mniej w karpie o 4,65% niż przy gęstości 15.020 sztuk, ale więcej o 11,2% niż przy gęstości 35.200 sztuk. Odmiany także różniły się długością pędów (najdłuższe u odmiany Ekotur, a najkrótsze u odmiany Start), grubością pędów (najgrubsze u odmiany Ekotur, a najcieńsze u odmiany 1054) oraz liczbą pędów w karpie (najwięcej u odmiany Sprint, a najmniej u odmiany Oloff).

**Tabela 4.** Wpływ interakcji lat odrastania pędów z gęstością sadzenia na analizowane cechy

**Table 4.** Influence of interaction between years of shoots regrowth and planting density on analysed features

Lata odrastania pędów [A]	Gęstość sadzenia zrzesów [sztuk·ha <sup>-1</sup> ] [C]	Długość pędów [cm]	Grubość pędów [mm]	Liczba żywych pędów w karpie [sztuk]
1	15.020	83,5	6,46	8,56
	22.134	<b>97,8</b>	<b>6,76</b>	8,56
	35.200	84,9	6,53	8,03
2	15.020	209,1	13,22	4,95
	22.134	<b>225,0</b>	13,66	5,09
	35.200	220,9	<b>14,74</b>	<b>5,17</b>
3	15.020	293,6	18,64	<b>5,37</b>
	22.134	<b>322,2</b>	<b>19,66</b>	4,62
	35.200	298,7	18,16	3,85
4	15.020	365,3	24,62	<b>4,46</b>
	22.134	<b>386,5</b>	<b>25,24</b>	3,96
	35.200	369,7	22,98	2,97
<b>NIR<sub>0,05</sub></b>		5,4***	1,15**	0,26***

Istotność różnic przy poziomie: \*\* $\alpha = 0,01$ ; \*\*\* $\alpha = 0,001$

Dla NIR podano wartość liczbową dla poziomu istotności  $\alpha = 0,05$

Przy gęstości sadzenia 22.134 zrzesów na hektarze praktycznie w każdym roku uprawy uzyskano pędy najdłuższe i najgrubsze, poza grubością pędów w drugim roku ich odrastania (tab. 4). Różnice w ilości

żywych pędów w karpie wierzby wyraźnie zaznaczyły się w trzecim i czwartym roku odrastania, gdzie najwięcej pędów było przy małej gęstości sadzenia ( $15.020 \text{ sztuk}\cdot\text{ha}^{-1}$ ), a najmniej na największym zagęszczeniu ( $35.200 \text{ sztuk}\cdot\text{ha}^{-1}$ ).

Dane z tabeli 5 wskazują na różną reakcje odmian wierzby na zagęszczenie sadzenia zrzesów. Najwyższe i najgrubsze pędy przy zagęszczeniu  $15.020 \text{ sztuk}\cdot\text{ha}^{-1}$  były u odmian: 1047D, Start, Ekotur, przy zagęszczeniu  $22.134 \text{ sztuk}\cdot\text{ha}^{-1}$  – u odmian: Turbo, Oloff, Jorr i Tordis, a przy zagęszczeniu  $35.200 \text{ sztuk}\cdot\text{ha}^{-1}$  – u odmian: 1054, Sprint. U odmiany 1047 najdłuższe pędy były przy gęstości sadzenia  $22.134 \text{ sztuk}\cdot\text{ha}^{-1}$ , ale najgrubsze pędy przy zagęszczeniu  $35.200 \text{ sztuk}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Najwięcej pędów w karpie było przy zagęszczeniu  $15.020 \text{ sztuk}\cdot\text{ha}^{-1}$ , poza odmianami Ekotur, Oloff i Jorr.

**Tabela 5.** Wpływ interakcji lat odrastania pędów z gęstością sadzenia na analizowane cechy

**Table 5.** Influence of interaction between years of shoots regrowth and planting density on analysed features

Odmiana wierzby [D]	Gęstość sadzenia zrzesów [ $\text{sztuk}\cdot\text{ha}^{-1}$ ] [C]	Długość pędów [cm]	Grubość pędów [mm]	Liczba żywych pędów w karpie [sztuk]
1047	15.020	181,2	12,99	<b>5,93</b>
	22.134	<b>234,1</b>	14,80	5,49
	35.200	205,1	<b>16,31</b>	5,17
1054	15.020	185,6	11,85	<b>6,91</b>
	22.134	183,7	11,56	6,07
	35.200	<b>235,0</b>	<b>13,51</b>	5,38
1047D	15.020	<b>254,4</b>	<b>16,47</b>	<b>7,77</b>
	22.134	226,7	14,80	6,38
	35.200	187,2	13,20	4,89
Start	15.020	<b>212,4</b>	<b>13,97</b>	<b>6,53</b>
	22.134	177,1	12,05	5,49
	35.200	191,0	13,08	5,94
Sprint	15.020	217,2	14,65	<b>7,28</b>
	22.134	206,7	13,58	6,79
	35.200	<b>255,1</b>	<b>16,01</b>	6,24



**Tabela 5. cd.**  
**Table 5. cont.**

Turbo	15.020	208,6	13,57	<b>5,84</b>
	22.134	<b>252,7</b>	<b>15,88</b>	5,54
	35.200	218,6	13,00	4,32
Ekotur	15.020	<b>361,9</b>	<b>25,60</b>	5,86
	22.134	356,4	23,96	<b>6,17</b>
	35.200	319,8	20,99	4,61
Oloff	15.020	223,7	15,45	2,56
	22.134	<b>317,8</b>	<b>20,03</b>	<b>4,42</b>
	35.200	303,4	18,52	4,11
Jorr	15.020	208,1	13,05	4,51
	22.134	<b>275,4</b>	<b>16,40</b>	4,45
	35.200	244,7	14,59	<b>4,94</b>
Tordis	15.020	325,5	19,77	<b>5,16</b>
	22.134	<b>338,1</b>	<b>20,25</b>	4,81
	35.200	275,7	16,80	4,45
<b>NIR<sub>0,05</sub></b>		8,5***	1,83***	0,41***

*Istotność różnic przy poziomie: \*\*\* $\alpha = 0,001$*

*Dla NIR podano wartość liczbową dla poziomu istotności  $\alpha = 0,05$*

Ważnym aspektem przy uprawie wierzby jest gęstość sadzenia zrzesów na hektarze. Wpływa to bardzo silnie na architekturę łanu [6]. Wierzby krzewiaste sadi się na plantacjach w różnym zagęszczeniu np. 10–20 tys. zrzesów·ha<sup>-1</sup> w Wielkiej Brytanii i Szwecji [3], a w Polsce – 20–60 tys. zrzesów·ha<sup>-1</sup> [1, 4, 7]. W badaniach Stolarskiego [5] plony biomasy wzrastały wraz ze wzrostem gęstości sadzenia zrzesów z 12 do 24 tys. sztuk·ha<sup>-1</sup>, średnio o prawie 30%, a zagęszczenie roślin do 48 i 96 tys. sztuk·ha<sup>-1</sup> powodowało obniżenie plonowania, z wyłączeniem odmiany Tur, która najwyższej plonowała przy zagęszczeniu 48 tys. sztuk·ha<sup>-1</sup>. W badaniach własnych wykazano zróżnicowaną reakcję odmian wierzby na zagęszczenie sadzenia mimo, że przeciętnie najdłuższe i najgrubsze pędy uzyskano przy gęstości sadzenia 22.134 zrzesy·ha<sup>-1</sup>. Spośród dziesięciu odmian wyodrębniono grupy odmian uzyskujących lepsze parametry wzrostu pędów przy każdej z trzech gęstości sadzenia: 15.020 sztuk·ha<sup>-1</sup> – trzy odmiany, 22.134 sztuk·ha<sup>-1</sup> – cztery odmiany, 35.200 sztuk·ha<sup>-1</sup> –

dwie odmiany i jedną, która miała najdłuższe przy sadzeniu 22.134 sztuk·ha<sup>-1</sup>, ale najgrubsze pędy przy zagęszczeniu 35.200 sztuk·ha<sup>-1</sup>.

#### 4. Wnioski

1. Na długość, grubość i liczbę pędów w karpie wierzby najsilniej wpływały lata odrastania pędów, słabiej odmiany i termin pomiarów, a najslabiej – gęstość sadzenia zrzesów. Spośród interakcji, duże znaczenia miały współdziałania odmian z latami odrastania pędów oraz odmian z gęstością sadzenia zrzesów.
2. Przeciętnie z dziesięciu odmian wierzby najdłuższe i najgrubsze pędy uzyskano przy sadzeniu 22.134 zrzesów na hektarze.
3. Odmiany wierzby różniły się reakcją na zagęszczenie sadzenia zrzesów we wzroście pędów na długość i grubość oraz w ilości żywych pędów w karpie, a mianowicie: odmiany wierzby: 1047D, Start i Ekotur charakteryzowały się najdłuższymi i najgrubszymi pędami przy zagęszczeniu na hektarze 15.020 sztuk, odmiany: Turbo, Oloff, Jorr i Tordis – przy zagęszczeniu 22.134 sztuk·ha<sup>-1</sup>, a odmiany: 1054, Sprint – przy zagęszczeniu 35.200 sztuk·ha<sup>-1</sup>, natomiast u odmiany 1047 najdłuższe pędy były przy gęstości sadzenia 22.134 sztuk·ha<sup>-1</sup>, ale najgrubsze pędy przy zagęszczeniu 35.200 sztuk·ha<sup>-1</sup>.
4. Najwięcej pędów w karpie było przy zagęszczeniu 15.020 sztuk·ha<sup>-1</sup>, z wyjątkiem odmian Ekotur i Oloff, u których najwięcej pędów w karpie było przy zagęszczeniu 22.134 sztuk·ha<sup>-1</sup> oraz Jorr – przy zagęszczeniu 35.200 sztuk·ha<sup>-1</sup>.

#### Literatura

1. **Dubas J. W., Grzybek A., Kotowski W., Tomczyk A.:** *Wierzba energetyczna – uprawa i technologie przetwarzania. Praca zbiorowa pod redakcją Anny Grzybek.* Wydawnictwo Wyższej Szkoły Ekonomii i Administracji w Bytomiu. 2004.
2. GUS: *Energia ze źródeł odnawialnych w Polsce w 2010 r.* GUS, Warszawa 2011.
3. **Macpherson G.:** *Home-grown Energy from Short-rotation Coppice.* Farming Press. United Kingdom 1995.

4. **Stolarski M. J., Szczukowski S., Tworkowski S.:** *Produktywność klonów wierzby krzewiastych uprawianych na gruntach ornych w zależności od częstotliwości zbioru i gęstości sadzenia*. *Fragm. Agronom.* 2, 39–51 (2002).
5. **Stolarski M. J.:** *Agrotechniczne i ekonomiczne aspekty produkcji biomasy wierzby krzewiastej (Salix spp.) jako surowca energetycznego*. Rozprawy i monografie, nr 148, Wydawnictwo UWM Olsztyn, 2009.
6. **Styszko L., Borzymowska A., Ignatowicz M.:** *Wpływ zagęszczenia krzaków wierzby na odrastania w trzyletnim cyklu jej uprawy*. *Rocznik Ochrona Środowiska*. Tom 13. Część I: 541–555 (2011).
7. **Szczukowski S., Tworkowski J., Stolarski M. J.:** *Wierzba energetyczna*. Wydawnictwo Plantpress. Kraków 2004.

## **Influence of Planting Density on Length, Thickness and Number of Shoots in Willow Carp During Four-year Cultivation Cycle**

### **Abstract**

This experiment was conducted to assess regrowth of shoots of willow in the four-year cultivation cycle. Length, thickness and number of shoots in the carp were affected in the most by years of willow shoots regrowth, less by variety and time of measurement, and the least by density of cuttings planting. Among the interactions of these characteristics big importance has interaction between varieties and years of regrowth of shoots and between varieties and the density of cuttings planting.

The average of the ten varieties of willow the longest and the thickest stems were obtained by planting 22,134 cuttings per hectare. Tested varieties of willow, were characterized by different reactions to the density of cuttings planting in the analyzed features. The varieties 1047D, Start and Ektur had the longest and thickest shoots at the density of 15,020 units·ha<sup>-1</sup>, varieties Turbo, Oloff and Tordis – at the density of 22,134 pieces·ha<sup>-1</sup>, and varieties 1054 and Sprint – at the density 35,200 units·ha<sup>-1</sup>. For variety 1047 the longest shoots were at density of planting of 22,134 pieces·ha<sup>-1</sup>, but the thickest stems – at density of 35,200 units·ha<sup>-1</sup>. The biggest number of shoots in carp was at the density of 15,020 pieces·ha<sup>-1</sup>, except for varieties Ektur, Oloff and Jorr.



## **Przydatność koagulacji w oczyszczaniu wody podziemnej**

*Izabela Krupińska*  
*Uniwersytet Zielonogórski*

### **1. Wstęp**

Układ technologiczny oczyszczania wody podziemnej zależy od jej składu fizyczno-chemicznego, a zwłaszcza od stężenia zanieczyszczeń organicznych. W przypadku wód charakteryzujących się zwiększoną zawartością substancji organicznych i związków żelaza oraz zwiększoną intensywnością barwy zastosowanie konwencjonalnego układu oczyszczania wód podziemnych nie zapewnia wymaganej skuteczności ich oczyszczania. Spowodowane to jest obecnością barwnych, koloidalnych oraz w różnym stopniu rozpuszczalnych w wodzie połączeń żelazo-organicznych [6, 9]. Zdaniem wielu autorów [2, 5, 7], jedną z przyczyn stabilizacji żelaza przez substancje organiczne w wodach podziemnych jest tworzenie tzw. koloidów ochronnych o charakterze hydrofilowym, powstających w wyniku adsorpcji substancji organicznych na powierzchni wodorotlenku żelaza (III). Stopień dyspersji połączeń żelaza z substancjami organicznymi i ich stabilność w wodzie zależą od wartości ilorazu stężeń ligandu organicznego do metalu. Ze wzrostem stężenia substancji organicznych zwiększa się stabilność oraz stopień dyspersji połączeń żelazoorganicznych, a tym samym zmniejsza się możliwość ich usuwania w konwencjonalnym układzie technologicznym oczyszczania wody podziemnej [2, 8]. W związku z tym, podejmowane są różne próby intensyfikacji usuwania żelaza występującego w połączeniach z ligandami organicznymi. Jednym z nich jest stosowanie zamiast napowietrzania utleniaczy chemicznych, najlepiej manganianu (VII) potasu, ponieważ powstający w wyniku utleniania tlenek manganu (IV), działając jako obciążnik i adsorbent poprawia właściwości sedymentacyjne aglomera-

tów żelazoorganicznych. Celowość stosowania innych utleniaczy takich jak chlor, ozon czy nadtlenek wodoru jest dyskusyjna. Wykorzystanie chloru do utleniania żelaza występującego wspólnie z substancjami organicznymi jest niewskazane z uwagi na powstawanie chlorowanych związków organicznych. Zastosowanie, jako utleniacza ozonu lub nadtlenku wodoru powoduje rozfrakcjonowanie dużych cząsteczek organicznych na mniejsze, a pozostałe w wodzie pośrednie organiczne produkty utleniania związków organicznych w dalszym ciągu stabilizują żelazo, tworząc połączenia żelazoorganiczne, do usunięcia których nie wystarczają procesy sedymentacji i filtracji. Układ technologiczny oczyszczania takiej wody podziemnej powinien zawierać proces usuwający żelazo występujące wspólnie ze związkami organicznymi. Warunek ten spełnia koagulacja najlepiej koagulantami glinowymi, podczas której następuje destabilizacja koloidalnych połączeń żelazoorganicznych przez kationy koagulantów lub ich dodatkowo naładowane hydroksykompleksy, a także adsorpcja na cząsteczkach wodorotlenków metali stosowanych koagulantów [1, 3, 4].

## 2. Przedmiot, cel i metodyka badań

Przedmiotem badań była woda podziemna z utworów czwartorzędowych charakteryzująca się zmiennym składem fizyczno-chemicznym. Zakresy wartości wybranych wskaźników składu fizyczno-chemicznego wody surowej podano w tabeli 1. Badana woda zawierała znaczne stężenia żelaza oraz podwyższone związków organicznych i manganu, a jej mętność i intensywność barwy wskazywały na obecność koloidalnych i rozpuszczonych połączeń żelaza ze związkami organicznymi. Celem badań było określenie efektywności poszczególnych procesów jednostkowych układu technologicznego oczyszczania wody podziemnej zawierającej żelazo i substancje organiczne, ze szczególnym uwzględnieniem procesu koagulacji.

W badaniach określono efektywność następujących układów technologicznych:

- utlenianie Fe(II), flokulacja, sedymentacja,
- utlenianie Fe(II), flokulacja, sedymentacja, filtracja przez „wpracowane” złożo filtracyjne,
- utlenianie Fe(II), koagulacja, sedymentacja,

**Tabela 1.** Charakterystyka badanej wody podziemnej**Table 1.** Characteristics of groundwater

Wskaźnik	Jednostka	Wartości		
		Min.	Średnia	Max.
Temperatura (T)	°C	10,9	12,6	15,6
pH	–	6,97	–	7,25
Tlen rozpuszczony	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	0,50	0,93	1,56
Barwa (B)	mg Pt/dm <sup>3</sup>	10	20	38
Mętność (M)	NTU	9,84	16,26	29,00
Żelazo ogólne (Fe <sub>og</sub> )	mg Fe/dm <sup>3</sup>	2,48	4,05	5,99
Żelazo (II) (Fe(II))	mg Fe/dm <sup>3</sup>	1,20	2,18	4,36
Żelazo (III) (Fe(III))	mg Fe/dm <sup>3</sup>	1,08	1,87	2,91
Zasadowość M (zasM)	mval/dm <sup>3</sup>	3,40	3,60	3,70
Mangan (Mn)	mg Mn/dm <sup>3</sup>	0,20	0,29	0,37
Utlenialność	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	3,50	4,10	5,70
Ogólny Węgiel Organiczny (OWO)	mg C/dm <sup>3</sup>	3,729	4,260	5,300

- utlenianie Fe(II), koagulacja, sedymentacja, filtracja przez „wpracowane” złożo filtracyjne. W celu utlenienia jonów Fe(II) wodę poddawano 15 min napowietrzaniu lub dawkowano utleniacze chemiczne KMnO<sub>4</sub> lub H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Stosowano stechiometryczne dawki utleniaczy chemicznych z uwagi na stężenie Fe(II) w wodzie surowej, a czas utleniania wynosił 5 min. Po napowietrzaniu, bądź utlenianiu chemicznym stosowano flokulację w czasie 25 minut, sedymentację (1–24 h), a w niektórych seriach badawczych również filtrację przez złożo „wpracowane” z prędkością 5–10 m/h. Przed procesem koagulacji w celu utlenienia jonów Fe(II) do Fe(III) stosowano, jako utleniacze tlen rozpuszczony, KMnO<sub>4</sub> lub H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Koagulację objętościową prowadzono w próbkach wody o objętości 1 dm<sup>3</sup>. Stosowano szybkie mieszanie przez 1 min z intensywnością 250 obr/min i wolne mieszanie przez 25 minut z intensywnością 30 obr/min. Jako koagulanty stosowano siarczan (VI) glinu (SAL) oraz chlorek poliglinu (PAX-XL60). Dawki koagulantów wyrażano w mgAl/dm<sup>3</sup> i zmieniano je w zakresie od 1 do 6 mgAl/dm<sup>3</sup>. Po koagulacji próbki wody poddawano 2 h sedymentacji, a w niektórych seriach badawczych dodatkowo filtracji przez złożo filtracyjne „wpracowane” z prędkością 5–10 m/h. Jako kryterium skutecznego oczyszczania wody przyjęto zmniejszenie wartości badanych stężeń zanieczyszczeń do wartości

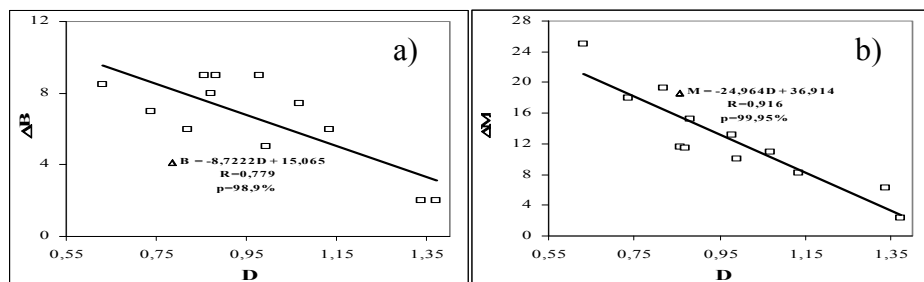
dopuszczalnych w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi, określonych w rozporządzeniu Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 z późniejszymi zmianami [10]. W artykule efekty oczyszczania uzyskane w wyniku koagulacji i 2h sedymentacji zawiesin pokoagulacyjnych traktowano, jako skuteczność koagulacji. W interpretacji wyników badań do oceny poziomu zanieczyszczenia organicznego próbek wody oraz jego wpływu na przebieg i efektywność badanych procesów stosowano współczynnik D obliczany jako stosunek stężenia OWO ( $\text{mg C/dm}^3$ ) do stężenia żelaza ogólnego ( $\text{mg Fe}_{\text{og}}/\text{dm}^3$ ) w wodzie surowej:  $D = \text{OWO}/\text{Fe}_{\text{og}}$  ( $\text{mg C/mgFe}$ ). W artykule nie podawano jednostek D. Ilość zanieczyszczeń organicznych usuniętych wraz z 1 mg żelaza ogólnego podczas poszczególnych procesów jednostkowych badanych układów technologicznych obliczano jako:  $\Delta\text{OWO}/\Delta\text{Fe}_{\text{og}}$  ( $\text{mg C/mg Fe}_{\text{og}}$ ), gdzie  $\Delta\text{OWO}$  oraz  $\Delta\text{Fe}_{\text{og}}$  to przyrost obniżenia domieszek ( $\text{mg C/dm}^3$  lub  $\text{mg Fe}_{\text{og}}/\text{dm}^3$ ). Średnie wzrosty intensywności barwy oraz mętności spowodowane utlenieniem 1 mg Fe(II) do Fe(III) obliczano odpowiednio jako:  $\Delta\text{M}/\Delta\text{Fe(III)}$  ( $\text{NTU/mg Fe(III)}$ ) i  $\Delta\text{B}/\Delta\text{Fe(III)}$  ( $\text{mg Pt/mg Fe(III)}$ ).

### 3. Omówienie wyników badań

#### 3.1. Skuteczność sedymentacji w usuwaniu zanieczyszczeń z wody podziemnej po utlenianiu Fe(II)

Bez względu na sposób utleniania Fe(II) napowietrzanie lub utlenianie chemiczne, skuteczność utlenienia żelaza była większa od 86%. Istotna była jednak różnica w szybkości utleniania Fe(II) do Fe(III) podczas napowietrzania i utleniania  $\text{KMnO}_4$  lub  $\text{H}_2\text{O}_2$ . W próbkach wody po napowietrzaniu stwierdzono dalszy wzrost intensywności barwy w czasie 2 h sedymentacji, w stosunku do barwy wody po 15 min napowietrzania, co świadczyło o dalszym utlenianiu Fe(II) do Fe(III). Zjawiska takiego nie stwierdzono stosując utleniacze chemiczne  $\text{KMnO}_4$  lub  $\text{H}_2\text{O}_2$ . Utleniacze te, a szczególnie manganian (VII) potasu, powodowały zmniejszenie barwy, a także mniejszy wzrost mętności wody. Średnie jednostkowe wzrosty mętności po utlenianiu 1 mg Fe(II) do Fe(III) tlenem,  $\text{KMnO}_4$  lub  $\text{H}_2\text{O}_2$  wynosiły odpowiednio:  $\Delta\text{M}/\Delta\text{Fe(III)} = 6,52, 1,28$  i  $1,52$   $\text{NTU/mg Fe(III)}$ , a wartości średniego wzrostu lub zmniejszenia barwy ( $\Delta\text{B}/\Delta\text{Fe(III)}$ ) były równe:  $5,86$   $\text{mg Pt/mg Fe(III)}$  (tlen rozpusz-

czony),  $-2,66 \text{ mg Pt/mg Fe(III)}$  ( $\text{KMnO}_4$ ) i  $-1,52 \text{ mg Pt/mg Fe(III)}$  ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ). Wzrost mętności oraz intensywności barwy wody w czasie 25 min. flokulacji i 2 h sedymentacji zmniejszały się wraz z rosnącymi wartościami współczynnika D tylko w przypadku próbek wody po napowietrzaniu (rys. 1a i b).



**Rys. 1.** Wpływ wartości współczynnika współwystępowania substancji organicznych i żelaza ogólnego (D) na wzrost barwy (a) oraz mętności (b) próbek wody po napowietrzaniu w czasie sedymentacji

**Fig. 1.** Effect of the value of the ratio of coexistence of organic substances and total iron (D) on the change in colour (a) and turbidity (b) of the water samples after aeration during sedimentation process

Mimo dużej skuteczności utleniania Fe(II) do Fe(III), tj. ok. 95%, ok. 87% i ok. 92% odpowiednio tlenem rozpuszczonym, nadtlaniem wodoru i manganianem (VII) potasu, efekty 2 h sedymentacji nie zapewniły wystarczającej skuteczności usuwania związków żelaza z wody. Jak wynika z tabeli 2 procesy utleniania i sedymentacji, (z wyjątkiem utleniania manganianem (VII) potasu) praktycznie nie zmieniały stężeń zanieczyszczeń organicznych. Po procesie napowietrzania lub utleniania nadtlaniem wodoru sedymentowały przede wszystkim nieorganiczne związki żelaza (III), a w wodzie pozostawały niepodatne na sedymentację w dużym stopniu zdyspergowane połączenia żelazoorganiczne. Zastosowanie manganianu (VII) potasu znacznie zwiększyło stopień usuwania zanieczyszczeń organicznych oraz związków żelaza, a także obniżenia barwy. Jednak i w tym przypadku, wśród zanieczyszczeń usuwanych w procesie sedymentacji, ilościowo dominowały związki nieorganiczne. Bez względu na sposób utleniania żelaza (II) ( $\text{O}_2$ ,  $\text{KMnO}_4$ ,  $\text{H}_2\text{O}_2$ ), 2 h sedymentacja nie zapewniła wystarczającego stopnia usunięcia żelaza ogólnego, manganu oraz obniżenia mętności (tab. 2). Wraz



z wydłużeniem czasu sedymentacji z 1 h do 24 h, w próbkach wody po napowietrzaniu oraz utlenianiu manganianem (VII) potasu lub nadtlentkiem wodoru, zwiększała się ilość usuwanych związków organicznych związanych z 1 mg Fe<sub>og</sub> i była ona największa po zastosowaniu manganianu (VII) potasu (tab. 3).

**Tabela 2.** Porównanie jakości wody surowej oraz wody po utlenianiu Fe(II) i 2h sedymentacji

**Table 2.** Comparison of raw water quality and water after oxidation of Fe(II) and 2 hours of sedimentation

Wskaźnik, jednostka	Woda surowa			Woda po 2 h sedymentacji		
	I*	II*	III*	IV*	V*	VI*
pH	6,94–7,14	7,03–7,25	7,04–7,12	7,94– 8,31	7,07– 7,39	7,11– 7,28
Barwa, mg Pt/dm <sup>3</sup>	12,0–32,0	10,0–20,0	10,0–20,0	19,0– 87,0	6,0– 16,0	4,0– 12,0
Mętność, NTU	2,8–38,8	9,8–17,6	10,60– 25,90	17,8– 45,8	8,0– 16,0	1,53– 23,50
Żelazo ogólne, mg Fe/dm <sup>3</sup>	2,93–7,11	2,48–3,61	2,83–4,67	2,45– 5,90	2,00– 3,10	0,50– 3,42
Żelazo(II), mg Fe/dm <sup>3</sup>	1,45–5,57	1,20–1,36	1,41–2,52	0,01– 0,30	0,11– 0,19	0,09– 0,25
Żelazo(III), mg Fe/dm <sup>3</sup>	1,11–4,20	1,08–2,41	1,14–2,52	2,25– 5,64	1,81– 2,98	0,41– 3,23
Mangan, mg Mn/dm <sup>3</sup>	0,24–0,38	0,24–0,39	0,20–0,27	0,24– 0,34	0,22– 0,37	0,16– 0,85
OWO, mg C/dm <sup>3</sup>	4,00–5,300	3,730– 4,360	3,495– 4,265	3,910– 5,230	3,670– 4,310	3,230– 3,800

\*I – przed napowietrzaniem; II – przed utlenianiem nadtlentkiem wodoru; III – przed utlenianiem manganianem(VII) potasu; IV – utlenianie Fe(II) tlenem rozpuszczonym, V – utlenianie Fe(II) nadtlentkiem wodoru; VI – utlenianie Fe(II) manganianem (VII) potasu

Wymagany stopień usuwania żelaza ogólnego (Fe<sub>og</sub> = 0,17 mg/dm<sup>3</sup>) i mętność (M = 0,86 NTU) uzyskano tylko po utlenianiu manganianem(VII) potasu i czasie sedymentacji ≥ 4 h. Wprowadzenie do układu technologicznego po procesie utleniania i 2 h sedymentacji filtracji przez złożę „wpracowane” zdecydowanie zwiększyło skuteczność usuwania związków manganu.

**Tabela 3.** Wpływ rodzaju utleniacza oraz czasu sedymentacji ( $t_s$ ) na ilość usuwanych zanieczyszczeń organicznych (mg) związanych z 1 mg  $Fe_{og}$  ( $\Delta OWO/\Delta Fe_{og}$ )

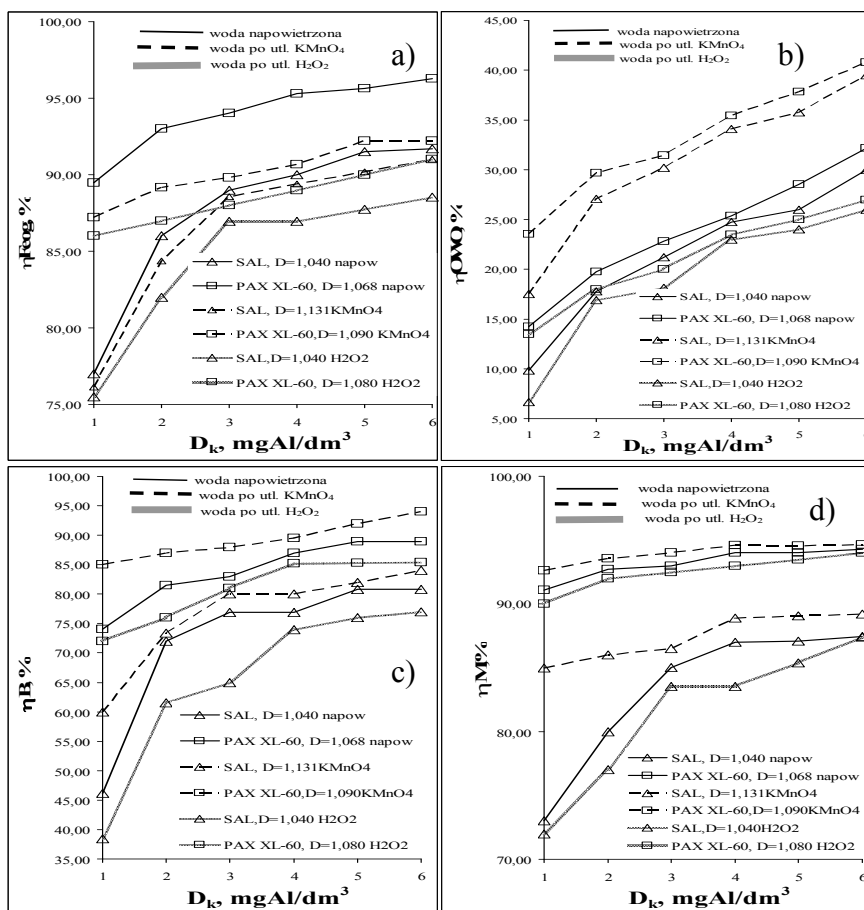
**Table 3.** Effect of the kind of oxidizing agent and sedimentation time on the amount of organic pollutants (mg) removed from 1 mg of  $Fe_{tot}$  ( $\Delta TOC/\Delta Fe_{tot}$ )

Rodzaj utleniacza	$\Delta OWO/\Delta Fe_{og}$ , mg C/mg Fe						
	$t_s$ , h						
	1	2	4	6	8	12	24
$O_2$	0,100	0,140	0,162	0,212	0,224	0,255	0,258
$KMnO_4$	0,193	0,218	0,238	0,259	0,284	0,286	0,292
$H_2O_2$	–	–	0,154	0,160	0,174	0,187	0,219

Nie zapewniło jednak wystarczającego zmniejszenia stężenia żelaza ogólnego ( $Fe_{og} = 0,60$  mg Fe/dm<sup>3</sup> – manganian (VII) potasu;  $Fe_{og} = 0,70$  mg Fe/dm<sup>3</sup> – nadtlenek wodoru;  $Fe_{og} = 1,55$  mg Fe/dm<sup>3</sup> – tlen rozpuszczony) oraz mętności ( $M = 1,13$  NTU – manganian(VII) potasu;  $M = 1,30$  NTU – nadtlenek wodoru;  $M = 12,50$  NTU – tlen rozpuszczony) nawet dla najmniejszej prędkości filtracji równej 5 m/h.

### 3.2. Skuteczność koagulacji w usuwaniu zanieczyszczeń z wody podziemnej po utlenianiu Fe(II)

Niewystarczające efekty oczyszczania wody, szczególnie usuwania związków żelaza, w procesach utleniania Fe(II) i sedymentacji, a także filtracji przez złożo „wpracowane” wykazało potrzebę zastosowania procesu koagulacji. Bez względu na skład fizyczno-chemiczny oczyszczanej wody, rodzaj stosowanego utleniacza przed procesem koagulacji (tlen rozpuszczony,  $KMnO_4$ ,  $H_2O_2$ ) oraz rodzaj testowanego koagulantu glinowego (SAL i PAX XL-60) stopień usuwania związków żelaza, zanieczyszczeń organicznych oraz obniżenia barwy i mętności zwiększał się wraz ze wzrostem dawek testowanych koagulantów (rys. 2a–2d). Analiza zależności przedstawionych na rys. 2a–2d wykazała również, że zastosowanie napowietrzania przed procesem koagulacji, było bardziej skuteczne z powodu usuwania związków żelaza natomiast manganianu (VII) potasu z powodu usuwania substancji organicznych oraz zmniejszenie barwy i mętności. Najniższą efektywność usuwania zanieczyszczeń stwierdzono w próbkach wody po utlenianiu nadtlenkiem wodoru.



**Rys. 2.** Wpływ rodzaju i dawki koagulantu oraz rodzaju utleniacza na skuteczność usuwania żelaza ogólnego (a) i OWO (b) oraz obniżenia barwy (c) i mętności (d)

**Fig. 2.** Effect of the kind and dose of coagulant and the kind of oxidizing agent on the removal efficiency for total iron (a) and TOC (b) and colour (c) and turbidity (d)

Niezależnie od rodzaju stosowanego utleniacza bardziej przydatny był koagulant wstępnie zhydrolizowany PAX-XL60 niż siarczan (VI) glinu. Większa skuteczność koagulantu wstępnie zhydrolizowanego niż siarcznanu(VI) glinu spowodowana była prawdopodobnie większą zawartością polimerycznych kompleksów glinu o dużym dodatnim ładunku sku-

tecnie destabilizujących zanieczyszczenia koloidalne, a także na zawartość krzemionki poprawiającej przebieg flokulacji.

Porównanie wartości podanych w tabeli 4 wykazało, że ilość zanieczyszczeń organicznych usuwanych z 1 mg  $Fe_{og}$  w procesie koagulacji była największa w przypadku oczyszczania próbek wody, w których do utleniania Fe(II) stosowano manganian (VII) potasu.

**Tabela 4.** Wpływ rodzaju i dawki koagulantu oraz rodzaju utleniacza na ilość zanieczyszczeń organicznych (mg) usuniętych z 1 mg  $Fe_{og}$  ( $\Delta OWO/\Delta Fe_{og}$ )

**Table 4.** Effect of the kind of dose of coagulant and the kind oxidizing agent on the amount of organic pollutants (mg) removed from 1 mg of  $Fe_{tot}$  ( $\Delta TOC/\Delta Fe_{tot}$ )

Rodzaj koagulantu	Rodzaj utleniacza	$\Delta OWO/\Delta Fe_{og}$ , mg C/mg Fe					
		$D_k$ , mg Al/dm <sup>3</sup>					
		1	2	3	4	5	6
SAL	O <sub>2</sub>	0,095	0,165	0,197	0,229	0,238	0,275
	KMnO <sub>4</sub>	0,228	0,350	0,385	0,446	0,500	0,501
	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	0,122	0,293	0,310	0,361	0,379	0,408
PAX XL-60	O <sub>2</sub>	0,170	0,227	0,259	0,285	0,319	0,356
	KMnO <sub>4</sub>	0,249	0,370	0,400	0,450	0,520	0,530
	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	0,215	0,307	0,350	0,432	0,440	0,490

Mimo dużej skuteczności procesu koagulacji, w oczyszczonej wodzie pozostały jednak ponadnormatywne stężenia żelaza ogólnego, manganu i glinu pozostałego, a w próbkach wody, w których do utleniania Fe(II) przed procesem koagulacji stosowano tlen rozpuszczony i nadtlenek wodoru stwierdzono również ponadnormatywną mętność. Włączenie do układu oczyszczania filtracji przez złożo „wpracowane” zwiększyło skuteczność usuwania zanieczyszczeń, a zwłaszcza związków manganu. Filtracja z prędkością 10 m/h zapewniła wymaganą jakość wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi w próbkach wody w których do utlenienia Fe(II) zastosowano manganian (VII) potasu i dawkę koagulantów glinowych 3 mg Al/dm<sup>3</sup>. Natomiast w przypadku stosowania tlenu rozpuszczonego lub H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> i tej samej dawki koagulantów glinowych 3 mg Al/dm<sup>3</sup> wymagane były mniejsze prędkości filtracji 5 m/h (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) i 7 m/h (O<sub>2</sub>).

## 4. Wnioski

Analiza wyników badań wykazała, że:

1. Skuteczność procesu sedymentacji w usuwaniu zanieczyszczeń z wody podziemnej zwiększała się wraz czasem trwania procesu, a o jej efektach w największym stopniu decydował sposób utleniania Fe(II). Najlepsze efekty uzyskano stosując  $\text{KMnO}_4$  jako utleniacz, ponieważ wytrącający się  $\text{MnO}_2$ , działając jako obciążnik i adsorbent, poprawiał właściwości sedymentacyjne aglomeratów  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ .
2. Włączenie do układu oczyszczania procesu filtracji przez złożę „wpracowane” zapewniło dalszą, ale niewystarczającą skuteczność usuwania zanieczyszczeń pozostałych po sedymentacji.
3. Bez względu na rodzaj utleniacza oraz rodzaj koagulantu i jego dawki, koagulacja istotnie zwiększyła stopień usuwania zanieczyszczeń zarówno organicznych jak i nieorganicznych. Zastosowanie napowietrzania przed procesem koagulacji było bardziej skuteczne ze względu na usuwanie związków żelaza, natomiast manganianu (VII) potasu ze względu na usuwanie substancji organicznych oraz zmniejszenie barwy i mętności. Najmniej przydatnym utleniaczem był nadtlenek wodoru.
4. Większą skuteczność usuwania związków żelaza oraz zanieczyszczeń organicznych, a także powodujących barwę i mętność zapewniła koagulacja chlorkiem poliglinu niż siarczanem (VI) glinu.

## Literatura

1. **Dempsey B.A., Ganho R.M., O' Melia C.R.:** *The coagulation of humic substances by means of aluminum salts.* Journal American Water Works Association. Nr 4, 141–151 (1984).
2. **Gonczarow T.O., Kolosow I.W., Kaplin W.:** *O formach nachorzdjenija metallov w powjerchnostnyh wodach.* Gidrometeoizdat. Nr 77, 73–89 (1982).
3. **Huang C., Shiu H.:** *Interactions between alum and organics in coagulation.* Colloids and Surface. Nr 113, 155–163 (1996).
4. **Jekel M.R.:** *Interactions of humic acids and aluminum salts in the flocculation process.* Water Research. Nr 12, 1535–1542 (1986).
5. **Kowal A.L., Świdarska-Bróż M.:** *Oczyszczanie wody.* PWN. Warszawa 2007.
6. **Krupińska I.:** *Przydatność koagulacji w oczyszczaniu wody podziemnej ze szczególnym uwzględnieniem usuwania związków żelaza.* Rozprawa doktorska, Promotor prof. dr hab. inż. Maria Świdarska-Bróż, Politechnika Wrocławska, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska. Wrocław 2006.

7. **Nawrocki J., Biłozor S.:** *Uzdatnianie wody, procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne*. PWN. Warszawa 2010.
8. **Pandey A. K., Pandey S. D., Mstra V.:** *Stability constants of metal-humic acid complexes and its role in environmental detoxification*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Nr 47, 195–200 (2000).
9. **Perchuć M.:** *Współudział żelaza i kwasów humusowych w kształtowaniu sposobu uzdatniania barwnych wód podziemnych*. Oficyna Wyd. Politechniki Warszawskiej. Warszawa 2004.
10. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Dz.U. nr 61, poz. 417 z późniejszymi zmianami.

## **Suitability of Coagulation for Treatment of Groundwater**

### **Abstract**

Coexistence of organic substances and iron in groundwater causes that a specified part of iron exists as ferro-organic connections taking a form of colloids, or dissolved complexes, and water can be characterized for its increased colour intensity and turbidity. Successful treatment of such water generates technological problems and is practically impossible by means of traditional groundwater treatment processes. Laboratory tests showed, that the effectiveness of treatment of groundwater with a high amount of organic substances and total iron depended on the kind of oxidizing agent, the kind and dose of coagulant, and the time of sedimentation. The effectiveness of the sedimentation process increased with the time of the process, and its results depended most on the method of oxidizing Fe(II). From among the oxidizing agents used before the coagulation process the best results in terms of a decrease in colour, turbidity, the concentration of manganese and organic substances were obtained in the case of oxidization with potassium permanganate, and as far as the effectiveness of removing total iron was concerned oxidizing with dissolved oxygen. Among the coagulants types under analysis (sulphate (VI) of aluminum, polialuminum chloride (PAX XL-60), the best results in removing ferric compounds and organic contamination, and which also ensured the colour as well as the turbidity, were guaranteed by polialuminum chloride. In order to remove manganese and the amounts of total iron, residual aluminum in excess over the standards amounts and in order to decrease turbidity it was necessary to adopt the process of filtration by the filter bed.



## **Analiza mikrobiologiczna produktów mlecznych i potencjalne źródła ich skażenia**

*Ewa Czerwińska, Wojciech Piotrowski  
Politechnika Koszalińska*

### **1. Wstęp**

Kontrola i ocena jakości handlowej artykułów mleczarskich ma istotne znaczenie ze względu na dużą podaż i popyt. Konsumenci oczekują, aby zarówno mleko, jak i niezwykle bogaty asortyment wyrobów mlecznych, był dla nich bezpieczny, tzn. wolny od zagrożeń fizycznych, chemicznych a zwłaszcza biologicznych.

Niekorzystne zmiany w produktach mlecznych mogą być spowodowane działalnością drobnoustrojów, które są trudne do natychmiastowej identyfikacji. Z tego względu konieczne jest monitorowanie wszystkich etapów procesu produkcji, ze szczególnym uwzględnieniem Krytycznych Punktów Kontroli [2].

W niniejszej pracy poprzez ocenę czystości mikrobiologicznej surowego mleka schłodzonego oraz otrzymywanych z niego półproduktów i produktów starano się wskazać potencjalne źródła niepożądanych, a zidentyfikowanych drobnoustrojów.

### **2. Materiał i metody badań**

Badania prowadzono w spółdzielni mleczarskiej, położonej w województwie zachodniopomorskim, która ma wdrożony system HACCP oraz GMP i GHP.

Ocenę czystości mikrobiologicznej przeprowadzono w każdej z pór roku, poddając każdorazowo kontroli:

- mleko surowe schłodzone pobrane z tanku znajdującego się w hali produkcyjnej (PN-EN ISO 8261) i badane zgodnie z normą *PN-93/A-86034-04*.

- zakwas kefirowy pobrany z tanku znajdującego się w magazynie chłodniczym, w którym panowała temperatura 5,3°C; kefir zakwaszony pobrany z kadzi fermentacyjnej znajdującej się w magazynie; kefir magazynowany pobrany z magazynu chłodniczego o temperaturze 5,3°C w opakowaniach jednostkowych o pojemności 200 g; śmietanę zakwaszoną pobraną z tanku w hali produkcyjnej; śmietanę magazynowaną o 12% zawartości tłuszczu zapakowaną w kształtki wykonane z polichlorku winylu o pojemności 370 g z termozgrzewaną zakrywką z folii aluminiowej.

Próby pobierano zgodnie z normą PN-EN ISO 8261 i badano wg normy: PN-A-86050-02, *PN-93/A-86034-04*.

Dla rozróżnienia kefiru i śmietany z linii produkcyjnej od kefiru i śmietany magazynowanej przyjęto opis „zakwaszony/a”.

Ocenę czystości mikrobiologicznej badanych surowców i produktów wykonano stosując posiewy rozcieńczonych próbek metodą wgłębną Kocha. Poza podłożami wybiórczymi (Endo, Palcam, agar żółcia i zielenią brylantową oraz Sabourauda z chloramfenikolem) w celu izolacji drobnoustrojów niepożądanych, innych od mikroflory typowej dla produktów mlecznych, hodowlę prowadzono w podłożu agarowym 30°C/48 h. W podłożu MRS o pH 6,2 oznaczano ogólną liczbę komórek bakterii mlekowych (zarówno bakterii fermentacji mlekowej jak i kwaszących). Identyfikację wyhodowanych bakterii wykonano za pomocą analizatora mini API firmy bioMerieux stosując testy API 50 CHB, ID 32 STAPH, ID 32 GN. Identyfikację grzybów pleśniowych do rodzaju wykonano na podstawie cech makro- i mikroskopowych uwzględniając takie struktury morfologiczne jak: budowa strzępek, zarodni i zarodników oraz trzonek konidialnych, zespołu konidialnego lub zarodników konidialnych. Przy identyfikacji wyhodowanych drożdży zastosowano test firmy bioMerieux ID 32 C.

### **3. Wyniki badań**

Ogólna liczba bakterii mezofilnych w mleku schłodzonym surowym (tab. 1 i 3) była największa jesienią i wyniosła  $3,9 \times 10^3$  jtk/cm<sup>3</sup>. W tym okresie występowały także najliczniej bakterie kwasu mlekowego ( $9,4 \times 10^3$  jtk/cm<sup>3</sup>). W każdej z pór roku wykryto *Escherichia coli*, której



obecność potwierdziły posiewy na podłoże Endo i test identyfikacyjny API ID 32 GN. Ich ogólna liczba w mleku surowym była najwyższa zimą ( $1,6 \times 10^3$  jtk/cm<sup>3</sup>). Najbardziej zróżnicowany skład jakościowy mikroflory bakteryjnej stwierdzono w okresie jesiennym. Oprócz *E. coli* zidentyfikowano: *Leuconostoc* sp., *Lactococcus lactis*, *Aerococcus viridans*, *Streptococcus sanguinis*.

**Tabela 1.** Analiza ilościowa  
**Table 1.** Quantitative evaluation

Badany materiał Examined material	Podłoże hodowlane Medium	Ogólna liczba drobnoustrojów – jtk/cm <sup>3</sup> Total number of microbes – cfu/cm <sup>3</sup>			
		Jesień Autumn	Zima Winter	Wiosna Spring	Lato Summer
Mleko surowe schłodzone Raw chilled milk	Agar odżywczy 30°C	$3,9 \times 10^3$	$2,1 \times 10^3$	$3,4 \times 10^3$	$3,0 \times 10^3$
	MRS	$9,4 \times 10^3$	$8,3 \times 10^2$	$1,2 \times 10^2$	$6,9 \times 10^3$
	Endo	$1,1 \times 10^2$	$1,6 \times 10^3$	$1,0 \times 10^2$	$1,3 \times 10^2$
	Z żółcią i zielenią brylantową – obecność <i>E. coli</i> w rozcieńczeniu	$10^{-1}$	$10^{-3}$	$10^{-1}$	$10^{-1}$
	Sabourauda z chloramfenikolem	$3,0 \times 10^2$	$2,7 \times 10^2$	$5,4 \times 10^2$	$1,0 \times 10^2$
Zakwas kefirowy Leavening kefir	Agar odżywczy 30°C	$1,6 \times 10^7$	$6,0 \times 10^6$	$4,6 \times 10^7$	$5,6 \times 10^7$
	MRS	$2,0 \times 10^7$	$6,2 \times 10^6$	$7,1 \times 10^6$	$8,6 \times 10^7$
	Endo	nieobecne	$1,2 \times 10^2$	$1,1 \times 10^1$	nieobecne
	Z żółcią i zielenią brylantową – obecność <i>E. coli</i> w rozcieńczeniu	0	$10^{-3}$	$10^{-2}$	0
	Sabourauda z chloramfenikolem	0	$7,4 \times 10^3$	0	0

Liczba grzybów w mleku surowym wynosiła: jesienią  $3,0 \times 10^2$  jtk/cm<sup>3</sup>, zimą  $2,7 \times 10^2$  jtk/cm<sup>3</sup>, wiosną  $5,4 \times 10^2$  jtk/cm<sup>3</sup> i latem  $1,0 \times 10^2$  jtk/cm<sup>3</sup>. Zidentyfikowano drożdże *Saccharomyces cerevisiae* i pleśń *Cladosporium* sp.

Najwyższą ogólną liczbę drobnoustrojów mezofilnych wykryto w zakwasie kefirowym (tab. 1 i 3): jesienią –  $1,6 \times 10^7$  jtk/cm<sup>3</sup>, wiosną –

$4,6 \times 10^7$  jtk/cm<sup>3</sup>, zimą –  $6,0 \times 10^6$  jtk/cm<sup>3</sup>. Bakterie mlekowe (podłoże MRS) dominowały latem –  $8,6 \times 10^7$  jtk/cm<sup>3</sup>. Były to głównie *Leuconostoc* sp. i *Lactococcus lactis*. W okresie zimy i wiosny stwierdzono również obecność bakterii *E. coli*, natomiast zimą drożdży *Saccharomyces cerevisiae* ( $7,4 \times 10^3$  jtk/cm<sup>3</sup>).

W zakwaszonym kefirze (tab. 2 i 3) najwyższą ogólną liczbę bakterii mezofilnych wyhodowano zimą ( $5,1 \times 10^6$  jtk/cm<sup>3</sup>). Liczba bakterii w podłożu MRS była najwyższa latem ( $6,9 \times 10^6$  jtk/cm<sup>3</sup>).

Bakterie z grupy *coli* występowały w badanym produkcie zimą i wiosną odpowiednio w ilości  $2,1 \times 10^2$  jtk/g i  $1,1 \times 10^2$  jtk/g. Posiew na podłożu Endo i test API ID 32 GN potwierdził obecność *E. coli*. Poza typową mikroflorą kefiru stwierdzono obecność *Bacillus* sp. ( $1,3 \times 10^1$ ).

Grzyby występowały najliczniej w okresie zimowym ( $3,7 \times 10^6$  jtk/cm<sup>3</sup>). Oprócz *Saccharomyces cerevisiae* zidentyfikowano *Cladosporium* sp. ( $1,1 \times 10^1$  jtk/cm<sup>3</sup>).

Liczba drobnoustrojów w kefirze magazynowanym (tab. 2 i 3) kształtowała się na wyższym poziomie aniżeli w kefirze zakwaszonym. Ogólna liczba mezofili była najwyższa jesienią ( $6,7 \times 10^7$  jtk/cm<sup>3</sup>). Bakterie mlekowe wystąpiły najliczniej wiosną ( $6,7 \times 10^7$  jtk/cm<sup>3</sup>). Wykazano również obecność *E. coli* ( $2,2 \times 10^2$  jtk/cm<sup>3</sup>). Nie stwierdzono obecności grzybów pleśniowych.

Największą liczbę bakterii mezofilnych w śmietanie zakwaszonej stwierdzono latem ( $5,6 \times 10^6$  jtk/cm<sup>3</sup>), a bakterii mlekowych jesienią ( $9,5 \times 10^4$  jtk/cm<sup>3</sup>). Zidentyfikowaną mikroflorę stanowiły bakterie *L. lactis*. Nie wykryto ani bakterii z grupy *coli*, ani grzybów.

W śmietanie magazynowanej (tab. 2 i 3) najwyższa liczba bakterii mezofilnych była latem ( $5,3 \times 10^7$  jtk/cm<sup>3</sup>), a bakterii mlekowych wiosną ( $3,5 \times 10^6$  jtk/cm<sup>3</sup>). Wśród zidentyfikowanej mikroflory wystąpiły typowe dla produktu bakterie: *Lactococcus lactis* oraz *Leuconostoc* sp. Obecność *E. coli* stwierdzono jesienią i wiosną w liczbie  $1,2 \times 10^2$  jtk/cm<sup>3</sup>,  $1,1 \times 10^1$  jtk/cm<sup>3</sup>. Obecność grzybów (*Cladosporium* sp.) stwierdzono jedynie wiosną ( $1,0 \times 10^4$  jtk/cm<sup>3</sup>).

W badanych materiałach nie wykryto *Listeria monocytogenes*.

**Tabela 2.** Analiza ilościowa  
**Table 2.** Quantitative evaluation

Badany materiał Examined material	Podłoże hodowlane Medium	Ogólna liczba drobnoustrojów – jtk/cm <sup>3</sup> Total number of microbes – cfu/cm <sup>3</sup>			
		Jesień Autumn	Zima Winter	Wiosna Spring	Lato Summer
Kefir zakwaszony Sour kefir	Agar odżywczy 30°C	4,9×10 <sup>5</sup>	5,1×10 <sup>6</sup>	2,4×10 <sup>6</sup>	3,0×10 <sup>6</sup>
	MRS	1,9×10 <sup>6</sup>	8,3×10 <sup>5</sup>	3,2×10 <sup>6</sup>	6,9×10 <sup>6</sup>
	Endo	0	2,1×10 <sup>2</sup>	1,1×10 <sup>2</sup>	0
	Z żółcią i zielenią brylantową – obecność <i>E. coli</i> w rozcieńczeniu	0	10 <sup>-3</sup>	10 <sup>-2</sup>	0
	Sabourauda z chloramfenikolem	0	3,7×10 <sup>6</sup>	1,4×10 <sup>1</sup>	1,0×10 <sup>1</sup>
Kefir magazynowany Stored kefir	Agar odżywczy 30°C	6,7×10 <sup>7</sup>	4,1×10 <sup>7</sup>	6,1×10 <sup>7</sup>	2,7×10 <sup>7</sup>
	MRS	1,3×10 <sup>7</sup>	7,1×10 <sup>6</sup>	1,9×10 <sup>7</sup>	1,0×10 <sup>6</sup>
	Endo	2,0×10 <sup>2</sup>	0	0	0
	Z żółcią i zielenią brylantową – obecność <i>E. coli</i> w rozcieńczeniu	10 <sup>-3</sup>	0	0	0
	Sabourauda z chloramfenikolem	0	0	0	0
Śmietana zakwaszona Sour cream	Agar odżywczy 30°C	5,6×10 <sup>3</sup>	8,0×10 <sup>3</sup>	4,6×10 <sup>5</sup>	5,6×10 <sup>5</sup>
	MRS	9,5×10 <sup>4</sup>	7,4×10 <sup>3</sup>	3,4×10 <sup>3</sup>	1,4×10 <sup>4</sup>
	Endo	nieobecne	nieobecne	nieobecne	nieobecne
	Z żółcią i zielenią brylantową – obecność <i>E. coli</i> w rozcieńczeniu	0	0	0	0
	Sabourauda z chloramfenikolem	0	0	0	0
Śmietana magazynowana Stored cream	Agar odżywczy 30°C	4,6×10 <sup>5</sup>	3,4×10 <sup>6</sup>	4,6×10 <sup>7</sup>	5,3×10 <sup>7</sup>
	MRS	3,2×10 <sup>4</sup>	1,9×10 <sup>6</sup>	3,5×10 <sup>6</sup>	5,6×10 <sup>5</sup>
	Endo	1,2×10 <sup>2</sup>	nieobecne	1,1×10 <sup>1</sup>	nieobecne
	Z żółcią i zielenią brylantową – obecność <i>E. coli</i> w rozcieńczeniu	10 <sup>-4</sup>	0	10 <sup>-2</sup>	0
	Sabourauda z chloramfenikolem	0	0	1,0×10 <sup>4</sup>	0

**Tabela 3.** Analiza jakościowa dominującej mikroflory bakteryjnej i grzybowej  
**Table 3.** Qualitative evaluation of prevailing bacteria and fungi flora

Badany materiał Examined material	Skład jakościowy wyizolowanych drobnoustrojów Qualitative composition of isolated microbes			
	Jesień Autumn	Zima Winter	Wiosna Spring	Lato Summer
Mleko surowe schłodzone Raw chilled milk	<i>Leuconostoc</i> , <i>Lactococcus lactis</i> , <i>Aerococcus viridians</i> , <i>Streptococcus sanguinis</i> , <i>Escherichia coli</i> , <i>Saccharomyces cerevisiae</i> , <i>Cladosporium</i>	<i>Lactobacillus casei</i> <i>Lactococcus lactis</i> , <i>Escherichia coli</i> , <i>Cladosporium</i>	<i>Lactobacillus casei</i> <i>Lactococcus lactis</i> , <i>Escherichia coli</i> , <i>Cladosporium</i>	<i>Leuconostoc</i> , <i>Lactococcus lactis</i> , <i>Aerococcus viridians</i> , <i>Escherichia coli</i> , <i>Saccharomyces cerevisiae</i> , <i>Cladosporium</i>
Zakwas kefirowy Leavening	<i>Lactobacillus casei</i> <i>Leuconostoc</i> , <i>Lactococcus lactis</i> <i>Saccharomyces cerevisiae</i>	<i>Lactobacillus casei</i> <i>Lactococcus lactis</i> , <i>Escherichia coli</i> <i>Saccharomyces cerevisiae</i>	<i>Lactobacillus casei</i> <i>Leuconostoc</i> , <i>Lactococcus lactis</i> , <i>Escherichia coli</i> <i>Saccharomyces cerevisiae</i>	<i>Lactobacillus casei</i> <i>Leuconostoc</i> , <i>Lactococcus lactis</i> <i>Saccharomyces cerevisiae</i>
Kefir zakwaszony Sour kefir	<i>Lactobacillus casei</i> <i>Lactococcus lactis</i> , <i>Bacillus</i> <i>Saccharomyces cerevisiae</i>	<i>Lactobacillus casei</i> <i>Lactococcus lactis</i> , <i>Escherichia coli</i> , <i>Saccharomyces cerevisiae</i>	<i>Lactobacillus casei</i> <i>Lactococcus lactis</i> , <i>Escherichia coli</i> , <i>Saccharomyces cerevisiae</i> , <i>Cladosporium</i>	<i>Lactobacillus casei</i> <i>Lactococcus lactis</i> , <i>Saccharomyces cerevisiae</i> , <i>Cladosporium</i>
Kefir magazynowany Stored kefir	<i>Lactobacillus casei</i> <i>Lactococcus lactis</i> , <i>Escherichia coli</i>	<i>Lactobacillus casei</i> <i>Lactococcus lactis</i>	<i>Lactobacillus casei</i> <i>Lactococcus lactis</i>	<i>Lactobacillus casei</i> <i>Lactococcus lactis</i>
Śmietana zakwaszona Sour cream	<i>Lactococcus lactis</i> ,	<i>Lactococcus lactis</i>	<i>Lactococcus lactis</i>	<i>Lactococcus lactis</i>
Śmietana magazynowana Stored cream	<i>Lactococcus lactis</i> , <i>Leuconostoc</i> <i>Escherichia coli</i>	<i>Lactococcus lactis</i> , <i>Leuconostoc</i>	<i>Lactococcus lactis</i> , <i>Leuconostoc</i> , <i>Escherichia coli</i> , <i>Cladosporium</i>	<i>Lactococcus lactis</i> , <i>Leuconostoc</i>

## 4. Dyskusja

Szeroki asortyment oferowany na rynku mleczarskim tworzy naturalną dla gospodarki rynkowej rywalizację o konsumenta i motywuje producentów do przedstawiania coraz bogatszej oferty. Elementem tej rywalizacji staje się niewątpliwie podnoszenie jakości spożywczej mleka i produktów z niego wytwarzanych, poprzez tworzenie żywności bezpiecznej, wolnej od zagrożeń wpływających na zdrowie.

Pierwszym etapem związanym z produkcją mleczarską jest pozy-skiwanie mleka. Mleko surowe przeznaczone do skupu powinno zawierać nie więcej niż  $10^5$  bakterii w  $1 \text{ cm}^3$  [8]. Z przeprowadzonych badań wynika, iż ogólna liczba bakterii w mleku surowym przebadanym w czterech kolejnych porach roku nie przekroczyła wartości dopuszczonych normą. Ich ogólna liczba była najwyższa jesienią i latem, w okresach zwiększonej aktywności drobnoustrojów w środowisku. [11]. Stwierdzono natomiast obecność *E. coli*, na poziomie przekraczającym wartość krytyczną wynoszącą  $10 \text{ jtk/cm}^3$  [9]. *E. coli* może wpływać na zmianę składu chemicznego i cechy organoleptyczne mleka oraz jest uznawana za ważny czynnik etiologiczny zatruc i zakażeń pokarmowych [10]. Za główne przyczyny jej obecności uznaje się niehigieniczny udój, nieprzestrzeganie higieny skupu oraz niedokładne schłodzenie mleka tuż po udoju. Temperatury powyżej  $6^\circ\text{C}$  mogą powodować wzrost liczby komórek bakterii do poziomu przekraczającego wartość graniczną. Skutkiem tego jest proces fermentacji laktozy i gazowanie mleka [11]. Przyjmuje się, że zawartość bakterii z grupy coli w surowcu już w liczbie powyżej  $10^2 \text{ jtk/cm}^3$  powinna go dyskwalifikować, gdyż nie zawsze proces pasteryzacji jest w stanie zniszczyć bakterie, a szczególnie szczepy ciepłoporne. Udział takich bakterii w ogólnej liczbie drobnoustrojów mleka surowego może wynosić nawet 60–70% [11]. Z tych też powodów, a także mając na celu uzyskanie produktu o kilkudniowej lub kilkumiesięcznej trwałości, mleko surowe tuż po przyjęciu przez mleczarnie musi być jak najszybciej przetworzone.

W zakwasie kefirowym oraz w produktach fermentowanych: kefirze zakwaszonym i magazynowanym oraz śmietanie (kwaszonej, jak i magazynowanej), liczba bakterii nie przekroczyła poziomu określonego obowiązującymi normami ( $10^6$ – $10^7 \text{ jtk/cm}^3$ ). Spośród zidentyfikowanych drobnoustrojów niepokój wzbudziły jedynie bakterie *E. coli* oraz grzyby *Cladosporium* sp.

Naturalnymi antagonistami bakterii chorobotwórczych oraz pałeczek z grupy coli są zidentyfikowane bakterie mlekowe. Produkowane przez nie kwasy organiczne obniżające pH środowiska oraz wytwarzane biocyny powinny hamować rozwój mikroorganizmów szkodliwych [6]. Źródłem stwierdzonego zanieczyszczenia, pomimo obecności bakterii mlekowych, mogła być wada wylewek oraz biofilm, który się tworzy na powierzchniach roboczych, złączach i uszczelkach w następstwie nieprawidłowego procesu mycia i dezynfekcji. Uwalnianie się mikroorganizmów z biofilmu nie jest zjawiskiem systematycznym [1, 4], czym m.in. wytłumaczyć można, że nie we wszystkich porach roku bakterie te izolowano.

Stwierdzone zanieczyszczenie grzybami *Cladosporium* sp., przekraczające wartości graniczne cytowanych norm, było prawdopodobnie spowodowane wadliwie działającym systemem wentylacji [3]. Skażenie powietrza grzybami pleśniowymi mogło spowodować reinfekcję zarówno kefiru zakwaszonego, jak i śmietany magazynowanej. Biorąc pod uwagę fakt, iż grzyby te są stałym składnikiem mikroflory powietrza, na co wskazują również badania Górnego [5], niezbędna jest systematyczna kontrola mikrobiologiczna kanałów wentylacyjnych i skuteczności wentylacji pomieszczeń produkcyjnych.

W badanych kefirach magazynowanych nie stwierdzono obecności drożdży, które stanowią naturalną mikroflorę ziaren kefirowych. Zgodnie z normą PN-93/A-86034/04 ich liczba nie powinna być mniejsza niż  $10^4$  jtk/g. Badania innych autorów [7] wskazują jednak, że ich brak może być spowodowany stosowaniem zamiast ziaren kefirowych gotowych szczepionek, co jest praktykowane w badanej mleczarni.

Niewątpliwie krytyczne nastawienie przeciętnego konsumenta do producentów żywności wzrasta szczególnie wtedy, gdy stwierdzi się wady dyskwalifikujące produkt jako nie nadający się do spożycia. Wszelkie „wpadki produkcyjne”, gdy ujrzą światło dzienne przyczyniają się do zmniejszenia popytu na dany asortyment i w konsekwencji mogą spowodować znaczne kłopoty finansowe zakładu.

W zakładzie, w którym przeprowadzono badania jest wprowadzony system HACPP i Krytyczne Punkty Kontroli, które, jak deklaruje prezes firmy, są monitorowane zgodnie z ustalonymi procedurami. Uzyskane wyniki badań wskazują jednak na zaniedbania, a stwierdzone zanieczyszczenia mikrobiologiczne są tego dowodem. Zaobserwowane okresowe skażenia wytwarzanych produktów niepożądanymi drobno-

ustrojami, których źródłem mogło być niedotrzymanie higieny linii technologicznej, winny skłonić personel do ponownej szczegółowej analizy zagrożeń w zakładzie. Również niesprawna wentylacja, która przyczyniła się prawdopodobnie do zanieczyszczenia wytwarzanych produktów grzybami z rodzaju *Cladosporium*, winna być poddana szczegółowej kontroli technicznej i mikrobiologicznej.

## 5. Wnioski

W celu wyeliminowania ryzyka zakażeń mikrobiologicznego produktu i podniesienia jego bezpieczeństwa zdrowotnego, należy na etapie tworzenia procedur zakładowych wprowadzić wymóg konsultacji z mikrobiologami, którzy zwrócić mogą uwagę na punkty i etapy produkcji szczególnie zagrożone kontaminacją drobnoustrojami ze środowiska produkcyjnego. Krytycznymi punktami kontroli winny być etapy: poboru i odbioru surowca, pasteryzacji i chłodzenia oraz pakowania.

## Literatura

1. **Bogdańska-Zaręba H., Jakubczyk E.:** *Jakość mleka spożywczego*. Przegląd Mleczarski. Nr 6, 5–6 (2009).
2. Codex Alimentarius Cac/Rcp 1-1996. Wersja 4-2003, PN-EN ISO 22000: 2005. *System zarządzania bezpieczeństwem żywności. Wymagania dla każdej organizacji należącej do łańcucha żywnościowego*.
3. **Czerwińska E., Piotrowski W.:** *Potencjalne źródła skażenia mleka wpływające na jego jakość spożywczą*. Rocznik Ochrona Środowiska, Tom 13, 635–652 (2011).
4. **Godlewska K.:** *Biofilmy w mleczarniach*. Forum Mleczarskie Biznes, 1 (04) <http://www.forummleczarskie.pl/RAPORTY/030/1/biofilmy-johnsondiverseypolska/> (dostęp 15.01.2011). 2009.
5. **Górny R.L.:** *Biologiczne czynniki szkodliwe: normy, zalecenia i propozycje wartości dopuszczalnych*. Podstawy i metody oceny środowiska pracy. Nr 3 (41), 17–39 (2004).
6. **Kraszevska J., Wzorek W., Sztando E., Raczyńska-Cabaj A.:** *Aktywność antagonistyczna bakterii fermentacji mlekowej z gatunku *Lactobacillus plantarum**. Acta Scientiarum Polonorum. Technol. Aliment. 4(1), 39–52 (2005).
7. **Molska I., Nowosielska R., Frelik I.:** *Zmiany jakości mikrobiologicznej kefiru i jogurtu rynku warszawskiego w latach 1995–2001*. Rocznik PZH. Nr 2 (54), 145–152 (2003).

8. **Pelczyńska E., Paszkiewicz W.:** *Jakość higieniczna mleka surowego z terenu wschodniej Polski w tzw. okresie przejściowym.* Medycyna Weterynaryjna. Nr 63(12), 1573–1575 (2007).
9. Rozporządzenie Komisji (Ue) Nr 365/2010 z dnia 28 kwietnia 2010 zmieniające rozporządzenie (WE) nr 2073/2005 w sprawie kryteriów mikrobiologicznych dotyczących środków spożywczych odnośnie pałeczek jelitowych w mleku pasteryzowanym i innych pasteryzowanych płynnych produktach mlecznych oraz *Listeria monocytogenes* w soli spożywczej.
10. **Windyga B., Ścieżyńska H.:** *Jakość mikrobiologiczna żywności w Polsce.* Przemysł Spożywczy, Luty, Tom 64, 8–11 (2010).
11. **Ziaro M., Czapska M.:** *Skład jakościowy mikroflory mleka krowiego surowego i pasteryzowanego.* Przegląd Mleczarski, Nr 5, 4–8 (2008).
12. PN-EN ISO 8261 *Mleko i przetwory mleczne. Ogólne zasady przygotowania próbek, zawiesiny wyjściowej i dziesięciokrotnych rozcieńczeń do badań mikrobiologicznych.*
13. PN-93/A-86034-04 *Mleko i przetwory mleczne. Badania mikrobiologiczne. Ogólna liczba drobnoustrojów – oznaczanie metodą płytkową w temperaturze 30°C.*
14. PN-A-86050-02 *Mleko i przetwory mleczarskie – Śmietanka i śmietana.*

## **Microbiological Analysis of Dairy Products and Potential Sources of Their Contamination**

### **Abstract**

Control and evaluation of a trade value of dairy products have an essential significance because of their great supply and demand. Consumers expect that the milk and extremely rich range of milk products would be safe i.e. free of physical, chemical and biological risks. Taking into account that this food offers perfect conditions for development of microorganisms, a milk contamination can cause undesirable changes of its products, so this paper is focused on definition of potential sources of contamination in a process of production of kefir and soured 12% cream.

From the investigations carried out throughout four seasons of a year a conclusion was drawn that in a course of the production of pasteurized milk, kefir and cream the critical points of control are the stages of collection and reception of a raw material, its pasteurization and chilling and a packaging. These are the points of a production process which essentially influence the safety of quality of a final product.





## Ocena wpływu zmian użytkowania terenu na odpływy wezbraniowe przy użyciu metody SCS-CN

*Antoni T. Miler*

*Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

### 1. Wstęp

Pierwotna postać metody SCS-CN (Soil Conservation Service – Curve Number) opracowana została w połowie ubiegłego wieku [11, 2]. W metodzie założono równość proporcji retencji aktualnej do maksymalnej potencjalnej retencji zlewni oraz opadu efektywnego do opadu całkowitego pomniejszonego o stratę początkową. Ustalono także empirycznie, że stosunek straty początkowej do maksymalnej potencjalnej retencji wynosi zwykle 0,2 [9]. W konsekwencji opad efektywny wyrazić można jako prostą funkcję opadu całkowitego i maksymalnej potencjalnej retencji. Arbitralnie przyjęto dalej, iż maksymalna potencjalna retencja związana jest z bezwymiarowym parametrem  $CN \in (0, 100]$ . Zatem opad efektywny w metodzie SCS-CN wyrażony jest jako funkcja opadu całkowitego i parametru  $CN$ . Parametr ten zestawiany jest zazwyczaj tabelarycznie i ujmuje kategorię użytkowania (rodzaj pokrycia, formę zagospodarowania) terenu oraz grupę glebową (skład granulometryczny). Wartość opadu efektywnego zależy również od aktualnych warunków wilgotnościowych w zlewni. Wskaźnikiem reprezentującym te warunki jest zazwyczaj suma opadów w okresie 5 dni poprzedzających analizowany opad wezbraniowy [12]. Przyjęto trzy poziomy warunków wilgotnościowych zlewni  $AMC_I$  (Antecedent Moisture Conditions):  $AMC_I$  – gleby suche,  $AMC_{II}$  – warunki przeciętne,  $AMC_{III}$  – gleby znacznie uwilgotnione). Zatem każdemu z tych poziomów odpowiadają stosowne wartości  $CN_I$ ,  $CN_{II}$  i  $CN_{III}$ . Dla przeliczania wartości  $CN$  pomiędzy pozio-

mami warunków wilgotnościowych zostały empirycznie ustalone stosowne zależności (np. [10]).

Oryginalne zestawy wartości parametrów  $CN$  opracowano dla warunków USA (m.in. [9]). Dla warunków polskich adaptację metody SCS-CN zaproponował m.in. Ignar [4, 5]. Metoda była pierwotnie opracowana i testowana głównie dla obszarów użytkowanych rolniczo. Próby zastosowania metody dla obszarów leśnych były stosunkowo nieliczne (w Polsce [1, 13, 14]).

Celem pracy jest przedstawienie możliwości oceny wpływu zmian użytkowania terenu na wielkości odpływów wezbraniowych (zdolności retencyjne zlewni) poprzez estymację empirycznego parametru  $CN_{emp}$  w metodzie SCS-CN, a następnie badanie jego zmienności. Przykładowe obliczenia dotyczą małej zlewni rzeki Krynica w Nadleśnictwie Tomaszów Lubelski, Roztocze Środkowe oraz analogicznie dla małej zlewni leśnej w Nadleśnictwie Lipka, Pojezierze Krajeńskie.

## 2. Metodyka

Bazując na danych hydrometeorologicznych dotyczącymi  $N$  wezbrań w badanej zlewni można dla każdego z wezbrań obliczyć maksymalną potencjalną retencję ( $S_i$ ), wynikającą bezpośrednio z równania podstawowego metody SCS-CN:

$$S_i = 5 \cdot \left( P_i + 2 \cdot Pe_i - \sqrt{4 \cdot Pe_i^2 + 5 \cdot P_i \cdot Pe_i} \right) \quad (1)$$

gdzie:

$P_i$  – opad całkowity dla  $i$ -ego wezbrania [mm],

$Pe_i$  – opad efektywny dla  $i$ -go wezbrania, równy wskaźnikowi odpływu bezpośredniego [mm],

$S_i$  – maksymalna potencjalna retencja odpowiadająca parze  $(P_i, Pe_i)$  [mm] [13, 14].

Pozwala to obliczyć przeciętną maksymalną potencjalną retencję ( $S_{sr}$ ) dla badanej zlewni. (Obliczenia te należy wykonywać oddzielnie dla różnych poziomów warunków wilgotnościowych AMC).

Dalej dla przeciętnej maksymalnej potencjalnej retencji ( $S_{sr}$ ) oblicza się odpowiadający jej przeciętny parametr  $CN_{sr}$  [3]; zależność ta wynika bezpośrednio z definicji parametru  $CN$ :

$$CN_{sr} = \frac{25400}{254 + S_{sr}} \quad (2)$$

gdzie:

$CN_{sr}$  – przeciętny parametr  $CN$  [-],

$S_{sr}$  – przeciętna maksymalna potencjalna retencja [mm].

Z założeń metody SCS-CN wynika, że wartości skrajne parametru:  $CN = 1$  i  $CN = 100$  nie są związane z kategorią użytkowania. Pierwsza z tych wartości odpowiada powierzchni doskonale przepuszczalnej, dla której odpływ bezpośredni nie występuje niezależnie od wysokości opadu ( $Pe = 0$ ). Natomiast druga odpowiada powierzchni całkowicie nieprzepuszczalnej, dla której opad całkowity przekształcany jest w całości w opad efektywny ( $P = Pe$ ) [9].

Uwzględniając powyższe założenia dotyczące wartości skrajnych parametru  $CN$  (1 i 100) oraz przyjmując, że wartość empiryczna parametru  $CN_{emp}$  (dla warunków badanej zlewni) odpowiada  $CN_{sr}$ , można określić 3 pary korespondujących ze sobą wartości. Pozwala to na wykorzystanie uogólnionej postaci wzoru (obliczenie parametrów  $a$ ,  $b$  w równaniu (3)) opracowanego do przeliczania parametru  $CN$  według metody oryginalnej na wartości  $CN_{emp}$  dostosowane do warunków badanej zlewni [19]:

$$CN_{emp} = \frac{100}{a \cdot \left( \frac{100}{CN} - 1 \right)^b + 1} \quad (3)$$

gdzie:

$CN_{emp}$  – empiryczny parametr  $CN$ ,

$CN$  – parametr według metody oryginalnej (np. [12]),

$a$ ,  $b$  – współczynniki.

Bazując na równaniu (3) przelicza się parametry  $CN$  według metody oryginalnej (tj. wartości z całej tabeli) na parametry  $CN_{emp}$  uwzględniające warunki odpływu z badanej zlewni.

Wartość parametru  $CN$  oblicza się oczywiście jako średnią ważoną, biorąc pod uwagę procentowe udziały gatunków gleb w pokrywie glebowej oraz procentowe udziały roślin w szacie roślinnej zlewni (na gruntach ornych, ugorach, łąkach i pastwiskach oraz w lasach).

### 3. Wyniki

#### 3.1. Zlewnia rzeki Krynica

Reprezentatywna dla Roztocza Środkowego zlewnia rzeki Krynica znajduje się na terenie Nadleśnictwa Tomaszów Lubelski. Zlewnia ta zajmuje powierzchnię 19,1 km<sup>2</sup> i w dużym stopniu jest zalesiona (49,3%). Położona jest w makroregionie Roztocza, mezoregionie Roztocza Środkowego [6]. Obszar ten zaliczany jest do IV Krainy Mazowiecko-Podlaskiej [18]. Na terenie Nadleśnictwa Tomaszów Lubelski dominują gleby rdzawe (42,65%) oraz gleby brunatne (26,51%). Dominują tu zespoły lasów bukowych i grądów. Gatunkiem panującym jest sosna, która zajmuje 55,37% powierzchni leśnej, buk 19,70%, dąb 11,07%, olśza 3,49%, jodła 3,24%, grab 1,73%, brzoza 2,14%, modrzew 1,19%, zaś inne gatunki stanowią bardzo cenną domieszkę biocenotyczną [15]. Na terenie badanej zlewni skład granulometryczny gleb (gatunek gleb) jest następujący: piasek luźny 70%, piasek gliniasty 15% i piasek gliniasty na utworze gliniasto-żwirowym 15%. Obecnie tereny zlewni rzeki Krynica użytkowane są następująco: tereny zalesione 49,3%, grunty orne 35,7%, łąki (użytki zielone) 5%, nieużytki, w tym tereny zabudowane 10%.

#### 3.2. Zlewnia ciek 17-86-1

Reprezentatywna dla Pojezierza Krajeńskiego zlewnia niewielkiego ciek 17-86-1 znajduje się na terenie Nadleśnictwa Lipka. Powierzchnia zlewni wynosi 182,26 ha, z czego 174,02 ha (95%) to tereny leśne, pozostałe 5% stanowią grunty orne i łąki.

Tereny te według obowiązującego podziału Polski na krainy i dzielnice przyrodniczo-leśne [18] należą do III Krainy Wielkopolsko-Pomorskiej, 2. Dzielniczy Pojezierza Krajeńskiego, mezoregionu Wysoczyzny Krajeńskiej [6]. Dominującym rodzajem gleby są gleby rdzawe. Występują one na ok. 86% powierzchni zlewni. Zgodnie z opisem taksacyjnym głównymi typami siedliskowymi są bory świeże (Bśw) i bory mieszane świeże (BMśw), zajmują one łącznie 90% powierzchni leśnej zlewni. Głównym gatunkiem lasotwórczym jest sosna zwyczajna. Drzewostany sosnowe stanowią aż 93% powierzchni leśnej, pozostałe 7% to lasy olchowe i świerkowe [16, 17].

### 3.3. Obliczanie parametru $CN$

W tabeli 1 zestawiono wartości parametru  $CN$  według metody oryginalnej SCS-CN (dla  $AMC_{II}$ ) [14].

Obliczona na podstawie użytkowania terenu oraz grup glebowych wartość parametru  $CN$  według metody oryginalnej dla zlewni Krynicy wynosi 53 (dla  $AMC_{II}$ ). Natomiast na podstawie 5. pomierzonych w okresie 2009–2010 wezbrań deszczowych oszacowano  $CN_{emp} = 58$  (dla  $AMC_{II}$ ) [7].

Funkcjonalna zależność pomiędzy tymi dwoma parametrami – równanie (3) zachodzi dla  $a = 0,822331$  oraz  $b = 1,04257$  (pakiet Statistica 9.0, Modele zaawansowane → Estymacja nieliniowa → Regresja użytkownika).

Bazując na zidentyfikowanym równaniu (3) przeliczono wartości parametru  $CN$  odnoszące się do metody oryginalnej SCS-CN (tab. 1) na wartości empiryczne  $CN_{emp}$ , związane ze zlewnią Krynicy (tab. 2).

**Tabela 1.** Wartości parametru  $CN$  według metody oryginalnej SCS-CN (dla  $AMC_{II}$ )

**Table 1.** Values of  $CN$  parameter according to original method SCS-CN (for  $AMC_{II}$ )

Kategoria użytkowania Land use	Zadrzewienie Density of trees	Grupy glebowe Soil group			
		A	B	C	D
I. Drzewostany Forest stand	0,1	45	66	77	83
	0,2	43	65	76	82
	0,3	41	63	75	81
	0,4	38	62	74	80
	0,5	36	60	73	79
	0,6	35	59	72	79
	0,7	34	58	72	78
	0,8	32	57	71	78
	0,9	31	56	71	77
	≥1	30	55	70	77

**Tabela 1. cd.**  
**Table 1. cont.**

Kategoria użytkowania Land use		Grupy glebowe Soil group			
		A	B	C	D
II. Uprawy leśne do 3 lat Forest planting till 3 years		52	70	81	86
III. Uprawy leśne powyżej 3 lat Forest planting more 3 years		46	66	77	83
IV. Halizny do 3 lat Failplaces till 3 years		48	68	79	84
V. Halizny powyżej 3 lat Failplace more 3 years		42	64	75	81
VI. Powierzchnie wiatrolomów i wiatrowałów Areas of windfalls and windthrows		44	65	71	82
VII. Pożarzyska leśne (pożar całkowity) Burned forest area (total burn)	0,1–0,3	45	66	77	83
	0,4–0,6	38	63	74	80
	≥0,7	34	58	72	78
VIII. Murawy przemysłowe Industrial swards		51	71	81	85
IX. Zarośla przemysłowe Industrial shrubs		43	65	76	82
X. Ugory trawiaste Grassy fallows		50	70	77	84
XI. Uprawy roślin okopowych niska kultura uprawy Row crops poor cultivation		72	81	88	91
XII. Uprawy roślin okopowych wysoka kultura uprawy uprawy Row crops good cultivation		67	78	85	89
XIII. Uprawy zbożowe niska kultura uprawy Small grain crops poor cultivation		65	76	84	88
XIV. Uprawy zbożowe wysoka kultura uprawy Small grain crops good cultivation		63	75	83	87
XV. Pastwiska Pastures		49	69	79	84
XVI. Obszary osiedlowe wiejskie Rural settlements		59	74	82	86
XVII. Bagna Swamps		98			
XVIII. Wody otwarte Surface water		100			

**Tabela 2.** Empiryczne wartości parametru  $CN_{emp}$  dla zlewni rzeki Krynica  
(dla  $AMC_{II}$ )

**Table 2.** Empirical values of  $CN_{emp}$  parameter for the Krynica River catchment  
(for  $AMC_{II}$ )

Kategoria użytkowania Land use	Zadrzewienie Density of trees	Grupy glebowe Soil group			
		A	B	C	D
I. (oznaczenia jak w tab. 1 notation see tab. 1)	0,1	50	71	81	86
	0,2	48	70	80	86
	0,3	45	68	79	85
	0,4	42	67	78	84
	0,5	40	65	77	83
	0,6	38	64	77	83
	0,7	36	63	77	82
	0,8	32	62	76	82
	0,9	30	61	76	81
	≥1	28	60	75	81
II.		57	75	85	89
III.		51	71	81	86
IV.		53	73	83	87
V.		47	69	79	85
VI.		49	70	76	86
VII.	0,1–0,3	50	71	81	86
	0,4–0,6	42	68	78	84
	≥0,7	38	63	77	82
VIII.		56	76	85	88
IX.		48	70	80	86
X.		55	75	84	87
XI.		77	85	91	93
XII.		72	82	88	92
XIII.		70	80	87	91
XIV.		68	79	86	90
XV.		54	74	83	87
XVI.		64	78	86	89
XVII.		99			
XVIII.		100			

**Tabela 3.** Empiryczne wartości parametru  $CN_{emp}$  dla zlewni ciekru nr 17-86-1 (dla  $AMC_{II}$ )**Table 3.** Empirical values of  $CN_{emp}$  parameter for the river no. 17-86-1 catchment (for  $AMC_{II}$ )

Kategoria użytkowania Land use	Zadrzewienie Density of trees	Grupy glebowe Soil group			
		A	B	C	D
I. (oznaczenia jak w tab. 1 notation see tab. 1)	0,1	83	94	97	98
	0,2	81	94	97	98
	0,3	79	93	97	98
	0,4	76	93	97	98
	0,5	74	92	96	98
	0,6	72	92	96	98
	0,7	69	91	96	97
	0,8	65	91	96	97
	0,9	61	90	96	97
	$\geq 1$	58	90	96	97
II.		88	96	98	99
III.		84	94	97	98
IV.		85	95	98	99
V.		80	94	97	98
VI.		82	94	96	98
VII.	0,1–0,3	83	94	97	98
	0,4–0,6	76	93	97	98
	$\geq 0,7$	72	91	96	97
VIII.		87	96	98	99
IX.		81	94	97	98
X.		87	96	98	99
XI.		96	98	99	99
XII.		95	97	99	99
XIII.		94	97	99	99
XIV.		93	97	98	99
XV.		86	95	98	99
XVI.		92	97	98	99
XVII.		100			
XVIII.		100			



Analogiczne obliczenia wykonano dla zlewni ciekę 17-86-1 używając:  $CN = 58$ ,  $CN_{emp} = 91$  (dla  $AMC_{II}$ ) (na podstawie 14. pomierzonych wezbrań deszczowych w okresie 2004-2006) [8].

Tym razem funkcjonalna zależność pomiędzy tymi dwoma parametrami – równanie (3) zachodzi dla  $a = 0,155642$  oraz  $b = 1,404820$ .

Bazując na równaniu (3) przeliczono wartości parametru  $CN$  odnoszące się do metody oryginalnej SCS-CN (tab. 1) na wartości empiryczne  $CN_{emp}$ , związane ze zlewnią badanego ciekę nr 17-86-1 (tab. 3).

#### 4. Dyskusja

Przyjmując hipotetycznie wystąpienie klęsk ekologicznych na obszarach zalesionych takich jak pożary, gradacje owadzie, wiatrołomy i wiatrowały, których skutkiem jest znaczne zmniejszenie poszycia leśnego, można przewidywać zmiany zdolności retencyjnych jakie nastąpią w zlewniach.

Dla zlewni rzeki Krynica o obecnym procencie zalesienia (49,3%) przy zadrzewieniu równym 1 parametr  $CN_{emp}$  przyjmuje wartość ok. 53 (przy  $AMC_{II}$  – tabela 2). W przypadku całkowitego wylesienia spowodowanego np. pożarami, a następnie założeniem nowej uprawy leśnej (do 3 lat) parametr  $CN_{emp}$  przyjmuje wartość ok. 67. Gdyby po pożarach grunty te zastały ekstensywnie zagospodarowane rolniczo (uprawy roślin okopowych lub zbożowe, niska kultura uprawy) to parametr  $CN_{emp}$  przyjąłby wartość ok. 76. Natomiast gdyby wszystkie grunty orne i użytki zielone w tej zlewni zastały zalesione, przy zadrzewieniu 1, to parametr  $CN_{emp}$  miałby wartość ok. 39.

Obecnie obszar gdzie zlokalizowana jest zlewnia ciekę nr 17-86-1 pokryty jest w 89% sosną. Drzewostany złożone z monokultur sosnowych są mniej odporne na czynniki zewnętrzne (biotyczne, abiotyczne, antropogeniczne). Dla tej zlewni przy zadrzewieniu równym 1 parametr  $CN_{emp}$  przyjmuje wartość ok. 90. W przypadku całkowitego wylesienia spowodowanego np. pożarami, a następnie założeniem nowej uprawy leśnej (do 3 lat) parametr  $CN_{emp}$  przyjmuje wartość około 96. Gdyby po pożarach grunty zastały ekstensywnie zagospodarowane rolniczo (uprawy roślin okopowych niska kultura uprawy) to  $CN_{emp}$  przyjąłby wartość ok. 98. Dla powierzchni z wiatrołomami w wiatrowałami  $CN_{emp}$  jest równe ok. 94, a dla powierzchni uszkodzonych np. w wyniku pojawienia

się szkodników pierwotnych sosny, gdzie zadrzewienie może spaść do 0,1,  $CN_{emp}$  wynosiłby ok. 94.

Wartość  $CN_{emp}$  zmienia się też znacząco wraz ze zmianą poziomu warunków wilgotnościowych zlewni AMC. Dla zlewni Krynicy dla poziomu  $AMC_I$  (gleby suche)  $CN_{emp}$  wynosi ok. 38, a dla poziomów:  $AMC_{II}$  (warunki przeciętne) i  $AMC_{III}$  (gleby znacznie uwilgotnione) odpowiednio ok. 58 i 76 (wg wzorów przeliczeniowych [10]). Analogicznie dla zlewni cieku 17-86-1 dla poziomu  $AMC_I$  (gleby suche)  $CN_{emp}$  wynosi ok. 82, a dla poziomów:  $AMC_{II}$  (warunki przeciętne) i  $AMC_{III}$  (gleby znacznie uwilgotnione) odpowiednio ok. 91 i 96.

## 5. Wnioski

1. Procedura adaptacji wartości parametru  $CN$  przyjętych w metodzie oryginalnej do warunków fizycznogeograficznych danej zlewni jest stosunkowo prosta i może być podstawą oceny jak zmiana użytkowania zlewni wpływa na jej zdolności retencyjne – np. zmianę wielkości fal wezbraniowych.
2. Przykładowe obliczenia wykonano dla dwóch małych zlewni: rzeki Krynica oraz cieku 17-86-1. Są to zlewnie quasi-reprezentatywne odpowiednio dla zlewni Roztocza Środkowego i Pojezierza Krajeńskiego. Uzyskane wyniki stwarzają możliwość ewentualnego zastosowania obliczonych wartości parametru  $CN_{emp}$  dla innych podobnych zlewni w tych regionach.
3. Wartości parametru  $CN_{emp}$  mogą być podstawą opracowywania bardziej obiektywnych scenariuszy zmian stosunków wodnych wynikających ze zmian w użytkowaniu terenu, niż przy bezpośrednim zastosowaniu metody oryginalnej SCS-CN. Szczególnie duże różnice pomiędzy wartościami  $CN$  i  $CN_{emp}$  widoczne są w przypadku Pojezierza Krajeńskiego.

## Literatura

1. **Ciepielowski A., Wójcik J., Banasik K.:** *Adaptation of the SCS unit hydrograph method to the conditions in Polish forests*. Proc. of the 5<sup>th</sup> International Conference on Hydro-Science and Engineering (ICHE). Warsaw, 1-10, 2002.
2. **Chow V.T.:** *Handbook of Applied Hydrology*. McGraw-Hill, New York 1964.

3. **Hawkins R.H.:** *Runoff curve numbers from partial area watersheds*, Proc. American Society of Civil Engineering, 105(IR4), 1979.
4. **Ignar S.:** *Określanie opadu efektywnego metodą SCS*. Maszyn. Kat. Bud. Wod. SGGW. Warszawa 1986.
5. **Ignar S.:** *Metodyka obliczania przepływów wezbraniowych w zlewniach nieobserwowanych*, Wyd. SGGW, Rozpr. Nauk. i Monogr., Warszawa 1993.
6. **Kondracki J.:** *Geografia regionalna Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa 2001.
7. **Miler A.T.:** *Wpływ zmian użytkowania terenu na odpływy wezbraniowe z obszarów o znacznym zalesieniu Roztocza Środkowego*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich. PAN Oddz. w Krakowie. 2012. (w druku).
8. **Miler A.T.:** *Wpływ zmian użytkowania terenu na odpływy wezbraniowe z terenów leśnych Pojezierza Krajeńskiego*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich. PAN Oddz. w Krakowie. 2012 (w druku).
9. **Mishra S.K., Singh V.P.:** *Soil Conservation Service Curve Number (SCS-CN) Methodology*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht 2003.
10. **Mishra S.K., Singh V.P.:** *SCS-CN Method. Part I: Derivation of SCS-CN-Based Models*. Acta Geophys. Pol. 51, 1:107–123. 2003.
11. *National Engineering Handbook*. Hydrology, Section 4, US Dept. of Agriculture, Soil Conservation Service, Washington D.C. 1956.
12. *National Engineering Handbook*. Hydrology, Section 4, US Dept. of Agriculture, National Resources Conservation Service, Washington D.C. 1985.
13. **Okoński B.:** *Modelowanie odpływu bezpośredniego w zależności od stanów pokrycia zlewni leśnej*. Seria Rozpr. Nauk. Zesz., 374, Wyd. AR Poznań 2006.
14. **Okoński B., Miler A.T.:** *Adaptacja metody SCS-CN dla obliczania opadu efektywnego w zlewniach leśnych*. Monogr. Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, vol. 68, tom 1, Hydrologia w inżynierii i gospodarce wodnej (pod red. B. Więżnika), 143-152. 2010.
15. *Operat Urzędnia Gospodarstwa Leśnego dla Nadleśnictwa Tomaszów Lubelski* opracowany na okres 01.01.2010-31.12.2019. 2010.
16. *Opis taksacyjny dla Nadleśnictwa Lipka – szczegółowe dane inwentaryzacji lasu wg stanu na dzień 01.01.2002*, Urządzenie Lasu Usługi T. Pędziwiatr. Toruń 2002.
17. *Plan urzędnia gospodarstwa leśnego dla Nadleśnictwa Lipka – opis ogólny*. Urządzenie Lasu Usługi T. Pędziwiatr. Toruń 2002.
18. **Trampler T., Kliczkowska A., Dmyterko E., Sierpińska A.:** *Regionalizacja przyrodniczo-leśna na podstawach ekologiczno-fizjograficznych*. PWRiL. Warszawa 1990.

19. Woodward D.E., Hawkins R.H., Jiang R., Hjelmfelt A.T., Van Mullem J.A., Quan D.Q.: *Runoff Curve Number Method: Examination of the Initial Abstraction Ratio* [w:] (P.Bizier, A.DeBarry eds.) World Water and Environmental Resources Congress Proc., Philadelphia 24–26.06.2003, A.S.C.E./ E.W.R. I.

## Estimation of Influence of Land Use Changes on Flood Outflows Using the SCS-CN Method

### Abstract

Estimation of influence of land use changes to flood outflows from areas of the Roztocze Środkowe and of the Krajeńskie Lakeland were worked out basing on SCS-CN method. This method permits calculation from total rainfall a direct runoff as equivalent to effective rainfall. The original SCS-CN method in principle was worked out for catchments of cultivated areas. Present paper is focused on the idea of adaptation original method to forest conditions. The main parameter of this method –  $CN$  is a function e.g. of land use. The empirical values of parameter  $CN_{emp}$  were calculated basing on hydro-meteorological data of flood outflows at representative catchments. The dependence between empirical value of parameter  $CN_{emp}$  and his equivalent's value from original method is a basis idea of adaptation method SCS-CN to characteristics of investigated catchment. In consequence it gives then possibility to prognoses how the change of land use, e.g. forest stand reconstruction, afforestation, deforestation, change of field culture, significant change in infrastructure etc., will influence to flood outflows (change to water retention) at a representative areas (a quasi-homogeneous in relation to investigated catchment). The first analyzed catchment of the Krynica River (area 19.1 km<sup>2</sup>, afforestation 49.3%) is representative for the Tomaszów Lubelski Forest Division and quasi-representative to the Roztocze Środkowe (Poland). The area of catchment is situated within the following units: macroregion – Roztocze, mesoregion – Roztocze Środkowe; this area belong to IV Mazowiecko-Podlaska Land. On area of the Tomaszów Lubelski Forest Division predominate the rusty soils (42.65%) as well as the brown soils (26.51%). Associations of beech forests and oak-hornbeam forests predominate. Pine is the dominant species, covering 55.37% forested area, beech is found at 19.70%, oak at 11.07%, alder at 3.49%, fir at 3.24%, hornbeam at 1.73%, birch at 2.14% and larch at 1.19%, while other species constitute a highly valuable admixture in the biocenosis. On area of investigated catchment granulometric composition is following: loose sand 70%, loamy sand 15% and loamy sand on loamy gravel 15%. Average daily specific discharge (in investigation period

2009–2010) was on level 3.4 [ $\text{l}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{km}^{-2}$ ], and maximum to minimum suitably 17.2 to 1.0 [ $\text{l}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{km}^{-2}$ ]. The second analyzed catchment of the river no. 17-86-1 is located in the III Wielkopolsko-Pomorska Land, the Two Krajeńskie Lakeland District, the Wysoczyzna Krajeńska mesoregion (Poland). The investigated catchment cover the area of 182.26ha; 174.02ha – 95% covered by forests, and 8.24ha – 5% arable land and meadows. The dominant soils are rusty soils (about 86% of catchment area) and similar. The dominant forest habitat types are: fresh coniferous forest (sign Bśw – in Polish standards) and fresh mixed coniferous forest (BMśw) – about 90% of catchment afforestation area. Main species at afforestation area is ordinary pine (*Pinus sylvestris* L.) (93% of forest area). Average daily specific discharge (in investigation period 2004–2006) was on level 6.4 [ $\text{l}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{km}^{-2}$ ], and minimum to maximum suitably 2.5 to 25.5 [ $\text{l}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{km}^{-2}$ ]. The calculation were conducted using data of measuring rainy flood waves. The values of  $CN_{emp}$  were a base for introducing scenarios how changes of land use at investigation catchments are influencing to flood outflows (changing water retention).



# Żywotność i zdrowotność nasion *Lupinus angustifolius* L. traktowanych wyciągami roślinnymi

Bronisława Sas-Piotrowska, Wojciech Piotrowski  
Politechnika Koszalińska

## 1. Wstęp

Wraz z nasionami roślin strączkowych przenosi się szereg patogenów. Wśród nich są grzyby z rodzaju *Fusarium*, *Ascochyta*, *Botrytis*, a także okolicznościowe pasożyty i saprofity. Niektóre z nich, jak grzyby z rodzaju *Penicillium* są szczególnie niebezpieczne dla nasion, gdyż wytwarzane przez nie toksyny obniżają ich żywotność. Jednym z bezpieczniejszych dla środowiska sposobów ograniczania ujemnego ich oddziaływania na wschody i dalszy rozwój roślin jest zaprawianie nasion, zwłaszcza biopreparatami. Niektórzy autorzy [9] wskazują jednak, że wykorzystanie czynników biologicznych w ochronie roślin nie jest duże, gdyż ich skuteczność nie zawsze jest zadawalająca.

Celem prezentowanych badań było wyselekcjonowanie roślin zielarskich zawierających substancje oddziałujące pozytywnie na żywotność i zdrowotność nasion roślin strączkowych, których wyciągi mogłyby znaleźć zastosowanie w rolnictwie ekologicznym.

## 2. Materiał i metody badań

W doświadczeniu oceniano aktywność działania wyciągów wodnych użytych do zaprawiania na żywotność i zdrowotność nasion *Lupinus angustifolius* L. odmiany gorzkiej ‘Mirella’ i słodkiej ‘Emir’.

Wyciągi wodne przygotowywano z roślin: 1. *Acorus calamus* L. kłącza / rhizomes; 2. *Aesculus hippocastanum* L. kora / bark; 3. *Aesculus hippocastanum* L. kwiaty / flowers; 4. *Allium sativum* L.

cebule / bulbs; 5. *Archangelica officinalis* Hoffm. korzenie / roots; 6. *Arctium lappa* L. korzenie / roots; 7. *Artemisia absinthium* L. ziele / herb; 8. *Artemisia vulgaris* L. ziele / herb; 9. *Betula verrucosa* Ehrh. liście / leaves; 10. *Calendula officinalis* L. kwiaty / flowers; 11. *Camelina sinensis* L. liście / leaves; 12. *Carum carvi* L. owoce / fruits; 13. *Coriandrum sativum* L. owoce / fruits; 14. *Crataegus oxyacantha* L. kwiaty / flowers; 15. *Equisetum arvense* L. ziele / herb; 16. *Frangula alnus* Mill. kora / bark; 17. *Hyssopus officinalis* L. ziele / herb; 18. *Inula helenium* L. korzenie / roots; 19. *Juglans regia* L. liście / leaves; 20. *Juniperus communis* L. – owoce / fruits; 21. *Lavandula vera* L. kwiaty / flowers; 22. *Levisticum officinale* L. korzenie / roots; 23. *Linum usitatissimum* L. nasiona / seeds; 24. *Marrubium vulgare* L. ziele / herb; 25. *Matricaria chamomilla* L. – koszyczki / inflorescence; 26. *Melissa officinalis* L. liście / leaves; 27. *Mentha piperita* L. liście / leaves; 28. *Origanum majorana* L. ziele / herb; 29. *Pinus sylvestris* L. młode pędy / young sprouts; 30. *Quercus robur* L. kora / bark; 31. *Ribes nigrum* L. liście / leaves; 32. *Rosa canina* L. owoce / fruits; 33. *Salix alba* i *S. purpurea* L. kora / bark; 34. *Sambucus nigra* L. kwiaty / flowers; 35. *Saponaria officinalis* L. korzenie / roots; 36. *Satureja hortensis* L. ziele / herb; 37. *Taraxacum officinale* Web. korzenie / roots; 38. *Urtica dioica* L. liście / leaves; 39. *Verbascum thapsiforme* L. kwiaty / flowers; 40. *Zea mays* L. znamiona / stigmas. Powyższą numerację zastosowano także na wykresach.

Sposób przygotowania wyciągów wodnych (maceratów, naparów i wywarów), założenia i przeprowadzenia testu bibułowego [1], a także opracowania statystycznego podano we wcześniejszych pracach [4, 8]. Na rysunkach podano wyniki wyrażone w procentach odchylenia od obiektu kontrolnego. Istotności różnic pomiędzy obiektami testowano przy  $P = 95\%$ . Istotność współczynników korelacji przy  $P = 95\%$  określono jednym znakiem ‘\*’ a przy  $P=99\%$  dwoma takimi znakami ‘\*\*’.

### 3. Wyniki badań

Analiza wariancji wykazała, że żywotność nasion (energia i zdolność kiełkowania) oraz ich skażenie przez mikroorganizmy zmieniły się istotnie w zależności od gatunku rośliny uprawnej, pochodzenia

wyciągu (gatunku rośliny zielarskiej) oraz sposobu jego przygotowania. Istotne okazały się również interakcje I i II rzędu.

Pomiędzy badanymi odmianami zarysowały się różnice w żywotności i zdrowotności nasion. Energia kiełkowania łubinu gorzkiego kształtowała się na poziomie 67,1%, zdolność kiełkowania – 54,6%, a liczba skażonych nasion wyniosła 29,3%. Wartości te dla łubinu słodkiego były następujące: 51,0%; 42,9%; 47,0%.

Traktowanie nasion łubinu gorzkiego wyciągami spowodowało, że energia i zdolność kiełkowania uległy redukcji przeciętnie o odpowiednio -6,6% i -5,4%, a skażenie nasion wzrosło średnio o +22,1%. Zmniejszenie liczby normalnie kiełkujących nasion łubinu słodkiego było jeszcze wyraźniejsze i kształtowało się na poziomie: energia kiełkowania -24,3%, zdolność kiełkowania -11,7%. Wzrost liczby skażonych nasion przez mikroorganizmy był mniejszy niż u łubinu gorzkiego i wynosił +8,8%.

Analizując oddziaływanie wyciągów sporządzonych z różnych roślin zielarskich na **energię kiełkowania** nasion łubinu gorzkiego i słodkiego stwierdzono jedynie tendencje do pozytywnej korelacji ( $r = 0,276$ ). Łubin słodki charakteryzował się większą zmiennością reakcji (V%) na badany zestaw wyciągów (39,2%) aniżeli łubin gorzki (17,3%).

Energię kiełkowania nasion łubinu gorzkiego (zakres od +0,6% do +19,5%) oraz łubinu słodkiego (od +0,5% do +36,8%) stymulowały wyciągi sporządzone z 25% roślin zielarskich. W stosunku do poszczególnych roślin działaniem takim wyróżniały się sporządzone z (rys. 1A):

- łubin gorzki – *B. verrucosa* (+19,5%), *A. sativum* (+18,3%);
- łubin słodki – *Q. robur* (+36,8%), *C. sativum* (+36,3%), *L. officinale* (+31,2%), *P. sylvestris* (+30,7%).

Wyciągi sporządzone z większości roślin zielarskich (75%) obniżały energię kiełkowania łubinu gorzkiego i słodkiego (zakresy odpowiednio: od -0,5% do -48,9% i od -15,2% do -79,9%).

Przeprowadzona analiza wykazała, że oddziaływanie wyciągów sporządzonych z tych samych roślin zielarskich na **zdolność kiełkowania** nasion badanych łubinów było istotnie zgodne ( $r = 0,471^{**}$ ). Większą zmiennością reakcji (V%) charakteryzował się łubin słodki (40,5%), a mniejszą łubin gorzki (27,9%).



Zdolność kiełkowania nasion łubinu gorzkiego (zakres od +0,01% do +38,0%) stymulowało 40% wyciągów, podczas gdy u łubinu słodkiego (od +3,3% do +66,0%) jedynie 27,5%. W zależności od badanej rośliny strączkowej działaniem takim wyróżniały się wyciągi z (rys. 2A):

- łubin gorzki – *R. canina* (+38,0%), *R. nigrum* (+29,2%), *M. officinalis* (+24,0%);
- łubin słodki – *C. sativum* (+66,0%), *Q. robur* (+61,3%), *L. officinale* (+57,3%), *P. sylvestris* (+54,9%).

Wyciągi sporządzone z niektórych roślin zielarskich ograniczały zdolność kiełkowania nasion badanych roślin. U łubinu gorzkiego inhibujące działanie wykazywało 60% roślin zielarskich (zakres od -0,6% do -73,3%); łubinu słodkiego 72,5% ziół (od -1,6% do -84,3%).

Pomimo istotnie różnej aktywności wyciągów sporządzonych z badanych roślin zielarskich okazało się, że ich oddziaływanie na energię i zdolność kiełkowania nasion było istotnie zgodne. Wartości współczynników korelacji wynosiły: łubin gorzki  $r = 0,312^*$ ; łubin słodki  $r = 0,898^{**}$ .

**Skazenie nasion** roślin strączkowych zależało od pochodzenia wyciągu (rys.3A). Największą zmienność reakcji (V%) obserwowano u łubinu gorzkiego (53,4%), a niższą u łubinu słodkiego (34,1%), tym nie mniej była ona dla obu roślin istotnie zgodna ( $r = 0,442^{**}$ ).

Zasiedlenie nasion łubinu gorzkiego ograniczały wyciągi sporządzone z 42,5% roślin zielarskich (zakres od -1,7% do -71,3%), a łubinu słodkiego 40% wyciągów (od -0,5% do -60,5%). Wyciągi, które najsilniej ograniczały skażenie nasion badanych roślin sporządzono z:

- łubin gorzki – *C. oxyacantha* (-71,3%), *M. chamomilla* (-70,2%), *M. officinalis* (-69,9%), *R. canina* (-67,9%);
- łubin słodki – *C. sativum* (-60,5%), *P. sylvestris* (-45,6%), *L. officinale* (-43,6%), *L. usitatissimum* (-39,7%).

Pod wpływem wielu wyciągów zasiedlenie nasion przez mikroorganizmy wzrastało. W przypadku łubinu gorzkiego działanie takie wywierało 57,5% wyciągów (zakres od +1,4% do +164,2%), u łubinu słodkiego 60% wyciągów (od +0,01 do +97,5%).

Analiza różnicowania zdrowotności i żywotności nasion traktowanych wyciągami z różnych roślin zielarskich wykazała, że im silniej

wyciągi ograniczały skażenie nasion, tym lepsze było ich kiełkowanie. Potwierdzają to obliczone współczynniki korelacji:

łubin gorzki –  $r_{\text{skażenie} \times \text{energia}} = -0,554^{**}$ ;  $r_{\text{skażenie} \times \text{zdolność}} = -0,884^{**}$

łubin słodki –  $r_{\text{skażenie} \times \text{energia}} = -0,760^{**}$ ;  $r_{\text{skażenie} \times \text{zdolność}} = -0,899^{**}$ .

Stwierdzono także, że niezależnie od pochodzenia wyciągu, reakcja roślin strączkowych zależała od sposobu jego przygotowania:

- energię i zdolność kiełkowania nasion łubinu gorzkiego ograniczały maceraty (-22,0% i -21,4%) oraz napary (-13,2% i -10,0%), podczas gdy wywary działały stymulująco (+15,2% i +15,3%). Traktowanie nasion wyciągami powodowało wzrost ich skażenia przez mikroorganizmy, szczególnie silnie, gdy stosowano maceraty (+31,7%) i wywary (+28,2%);
- wszystkie sposoby przygotowania wyciągów, a szczególnie maceraty działały negatywnie na energię (-41,9%) i zdolność (-24,3%) kiełkowania nasion łubinu słodkiego. Pod wpływem maceratów wzrastało także skażenie nasion (+23,9%).

Przeciętna reakcja nasion roślin strączkowych zależała również od pochodzenia i sposobu przygotowania wyciągów:

- **Energia kiełkowania nasion** (rys.1B) stymulowało 20% maceratów i 10% naparów (zakresy odpowiednio od +0,4% do +27,4% i od +0,2% do +8,8%) oraz 60% wywarów (od +0,25% do +46,53%). Negatywnie na kiełkowanie nasion działało 80% maceratów i 90% naparów (zakresy odpowiednio od -12,0% do -85,6% i od -0,6% do -65,4%) oraz 24% wywarów (od -0,7% do -53,2%).
- **Zdolność kiełkowania nasion** (rys.2 B) stymulowało 30,5% maceratów (zakres od +0,5% do +52,6%), 42,5% naparów (od +4,7% do +37,4%) oraz 65% ogółu wywarów (od +1,1% do +64,7%). Negatywnie na zdolność kiełkowania nasion działało 70% użytych maceratów (zakres od -3,5% do -98,0%), 57,5% naparów (od -0,2% do -74,3%), 35% wywarów (od -1,4% do -97,3%).
- **Zasiedlenie nasion** przez mikroorganizmy (rys. 3B) ograniczało jedynie 35% maceratów (zakres od -0,3% do -38,8%), 45% naparów (od -2,0% do -62,3%) oraz 70% badanych wywarów (od -1,8% do -63,7%). Kontaminacja nasion wzrastała pod wpływem 65% macera-

tów (zakres od +4,4% do +130,2%), 55% naparów (od +1,5% do +98,3%) oraz 30% wywarów (od +1,8% do +253,5%).

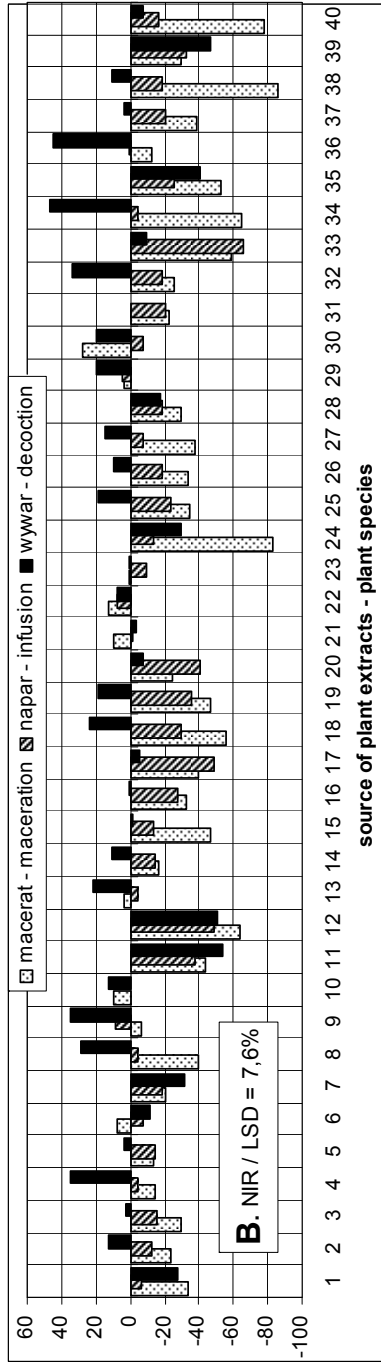
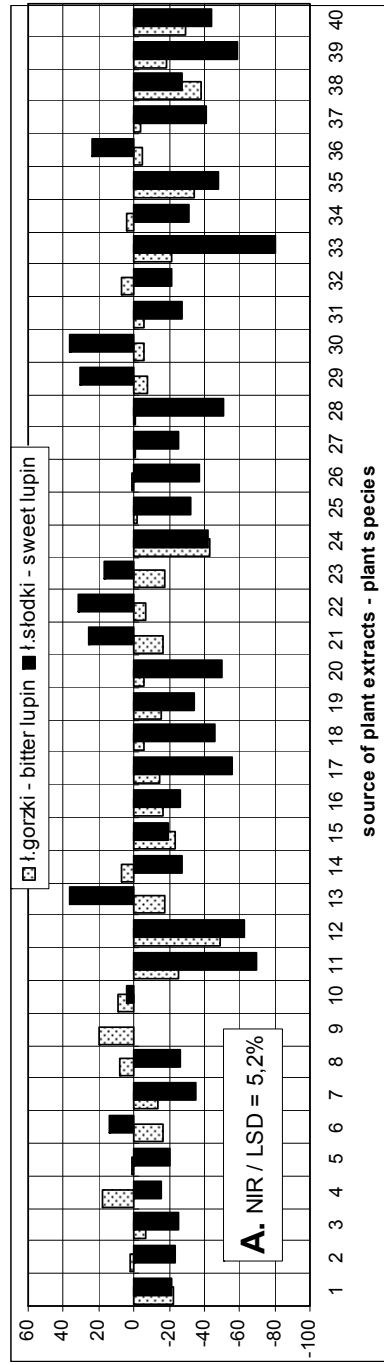
Analizując reakcję nasion poszczególnych roślin strączkowych na wyciągi w zależności od ich pochodzenia oraz sposobu przygotowania stwierdzono, że spośród 240 analizowanych kombinacji w 43,3% przypadków następował w porównaniu do kombinacji kontrolnej istotny wzrost zdolności kiełkowania, a w 56,7% jej spadek. U poszczególnych roślin strączkowych wartości te kształtowały się następująco:

- łąbin gorzki – odpowiednio: 46,7% i 53,3%. Najkorzystniej na żywotność nasion działały wywary sporządzone z *S. hortensis* (+93,9%), *S. nigra* (+90,8%), *A. sativum* (+75,5%), *R. canina* (+74,2%). Wartości charakteryzujące aktywność najlepszych naparów i maceratów były niższe i wynosiły: napar z *C. oxyacantha* (+36,2%), *Z. mays* (+34,1%), *T. officinale* (+31,7%) oraz maceraty z *R. nigrum* (+29,3%), *C. oxyacantha* (+26,8%), *R. canina* (+24,8%).

Żywotność nasion ograniczały najsilniej: maceraty z *U. dioica*, *S. nigra* i *A. vulgaris* (po -98,4%), *A. sativum* (-95,1%); napary z *S. nigra* (-96,7%), *A. vulgaris* (-95,9%); wywary z *L. vera* (-96,9%) i *C. carvi* (-92,0%);

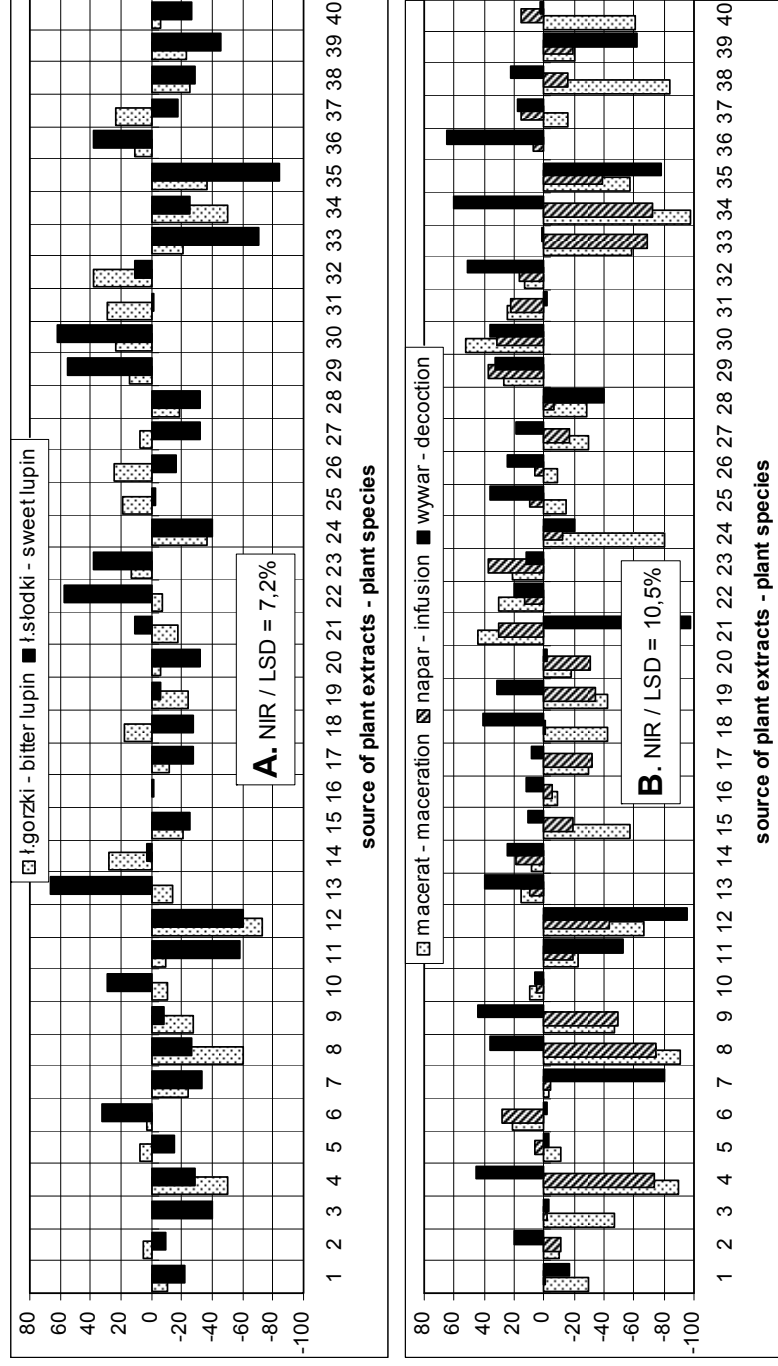
- łąbin słodki – odpowiednio: 40% i 60%. Pod względem korzystnego działania wyróżniły się maceraty z *Q. robur* (+101,3%), *L. officinale* (+100,0%), *C. sativum* (+82,6%), *L. vera* (+81,3%); napary z *L. officinale* (+100,0%), *Q. robur* (+87,7%), *C. sativum* (+82,6%). Wartości te dla najlepszych wywarów były istotnie niższe i wynosiły: *S. hortensis* (+41,5%), *M. chamomilla* i *C. sativum* (po +41,0%), *E. arvense* (+38,5%).

Żywotność nasion spadała, gdy traktowano je maceratami z *I. helenium*, *S. nigra* i *S. officinalis* (po -97,4%), *Z. mays* (-95,5%) oraz kwiatów *A. hippocastanum* (-94,8%); naparami z *S. alba* i *S. purpurea* (-91,0%), *S. officinalis* (-81,9%); wywarami z *C. carvi* (-98,0%), *L. vera* (-97,6%), *C. sinensis* (-96,6%), *A. absinthium* (-96,1%) i *V. thapsiforme* (-95,1%).

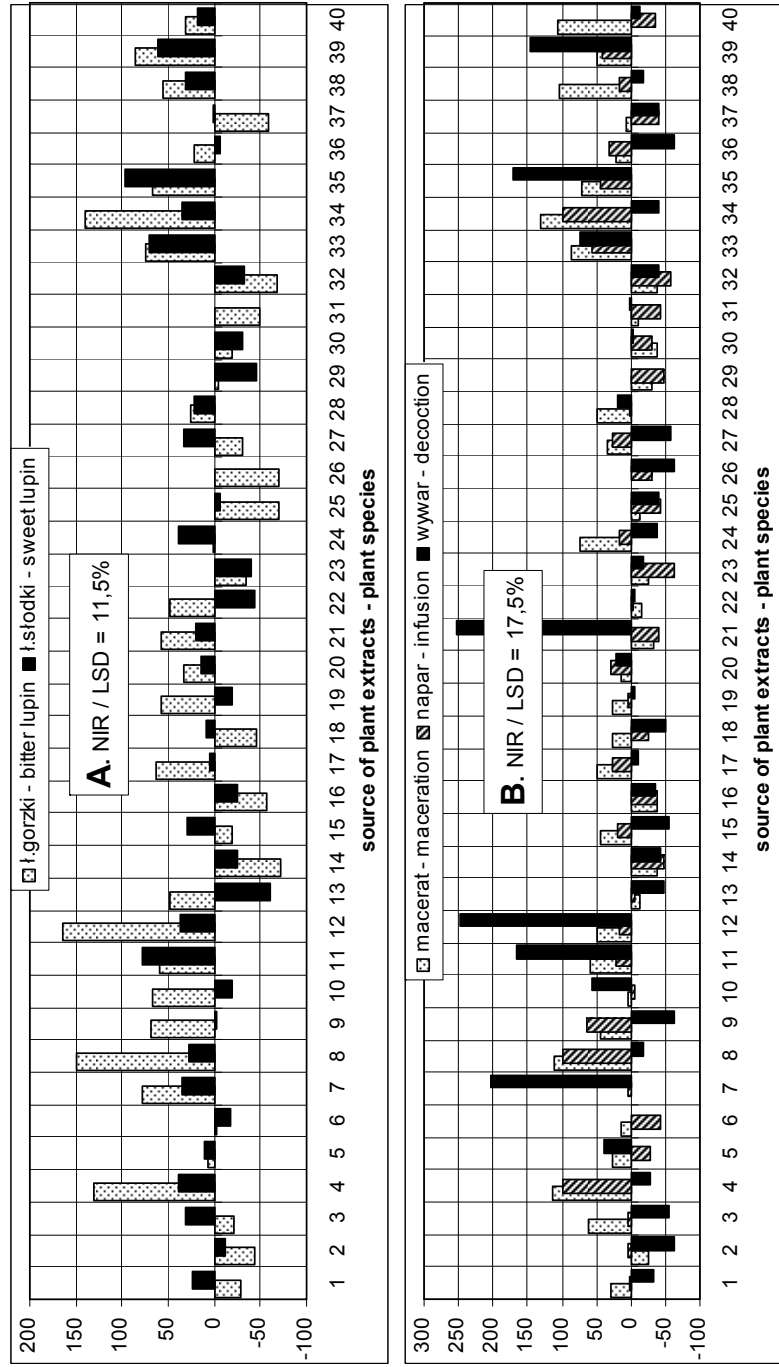


**Rys. 1.** Oddziaływanie wyciągów z ziół na energię kiełkowania nasion w zależności od odmiany łubinu (A) i sposobu przygotowania wyciągu (B) – odchylenie od kontroli, %

**Fig. 1.** The effect of herb extracts on seeds germination viability depending on the lupine variety (A) and preparation mode of the extracts (B) – deviation from control, %



**Rys. 2.** Oddziaływanie wyciągów z ziół na zdolność kiełkowania nasion w zależności od odmiany łubinu (A) i sposobu przygotowania wyciągu (B)  
**Fig. 2.** The effect of herb extracts on seeds germination capacity depending on the lupine variety (A) and preparation mode of the extracts (B)



**Rys. 3.** Oddziaływanie wyciągów z ziół na skażenie nasion w zależności od odmiany łąbinu (A) i sposobu przygotowania wyciągu (B) – odchylenie od kontroli, %

**Fig. 3.** The effect of herb extracts on seeds infestation depending on the lupine variety (A) and preparation mode of the extracts (B) – deviation from control, %

Z analizy oddziaływania badanych czynników na zdrowotność nasion okazało się, że 50,4% badanych kombinacji spośród 240 ograniczało istotnie w porównaniu do kombinacji kontrolnej bezwzględnej ich skażenie przez mikroorganizmy, a 49,6% powodowało jego wzrost. Reakcja poszczególnych roślin strączkowych kształtowała się następująco:

- łąbin gorzki – skażenie nasion zmniejszyło 50% kombinacji spośród 120 badanych. Były to przede wszystkim maceraty z *C. oxyacantha* (-85,4%), *M. chamomilla* (-84,7%), kory *A. hippocastanum* i *R. canina* (po -75,9%), *F. alnus* (-75,2%); napary z *C. oxyacantha* (-90,5%), *R. canina* (-89,0%), *M. chamomilla* (-87,6%), *I. helenium* (-86,9%); wywary z kory *A. hippocastanum* (-70,5%), *S. hortensis* (-67,9%), *H. officinalis* (-66,7%) i *B. verrucosa* (-60,3%);

Pod wpływem 50% kombinacji skażenie nasion wzrastało. Były to między innymi maceraty z *U. dioica* (+192,0%), *A. vulgaris* (+190,5%), *S. nigra* (+187,6%), *A. sativum* (+181,0%); napary z *A. vulgaris* (+187,6%), *S. nigra* (+186,1%), *A. sativum* (+173,0%); wywary z *L. vera* (+412,8%), *C. carvi* (+393,6%), *A. absinthium* (+265,4%), *S. officinalis* (+238,5%);

- łąbin słodki – skażenie nasion redukowało 50,8% badanych kombinacji. Były to między innymi maceraty z *C. sativum* (-55,3%), *L. officinale* (-50,5%); napary z *L. usitatissimum* (-65,9%), *C. sativum* (-63,5%), *L. officinale* (-61,5%), *P. sylvestris* (-57,2%) oraz wywary z *I. helenium* (-68,9%), *M. officinalis* (-66,9%), *B. verrucosa* (-65,5%), *C. sativum* i *M. vulgare* (po -63,5%), a także z *T. officinale* (-62,2%), *E. arvense* (-61,5%), *M. piperita* i *S. hortensis* (po -60,8%).

Skażenie nasion wzrastało pod wpływem 49,2% badanych kombinacji, a zwłaszcza, gdy stosowano maceraty z *M. vulgare*, *S. nigra* i *S. officinalis* (po +92,3%); napary z *S. officinalis* (+76,0%), *E. arvense* (+75,5%), *U. dioica* (+69,2%), *M. piperita* (+65,9%) oraz wywary z *A. absinthium*, *C. sinensis*, *C. carvi* (po +170,3%), *L. vera* (+169,6%), *V. thapsiforme* (+167,6%), *S. officinalis* (+135,1%) i *S. alba* i *S. purpurea* (+123,0%).

#### 4. Dyskusja

Zwalczanie patogenów i szkodników roślin uprawnych za pomocą syntetycznych środków ochrony roślin, zwłaszcza, gdy nie przestrzega

się zaleceń dobrej praktyki ochrony roślin, stwarza wiele problemów natury ekologicznej i toksykologicznej [2]. Z drugiej strony wykorzystanie metod biologicznych opartych na biopreparatach do zwalczania patogenów i szkodników jest ograniczone z powodu niewielkiej liczby zarejestrowanych biopreparatów, których liczba się zmniejsza [1, 3, 10].

Prezentowane wyniki są częścią prowadzonych od kilku lat badań własnych, w których oceniane jest oddziaływanie wyciągów z różnych roślin zielarskich na żywotność i zdrowotność nasion roślin uprawnych [4–8]. Wykazano w nich, że efekty traktowania ziarniaków zmieniały się istotnie w zależności od gatunku rośliny zbożowej, pochodzenia wyciągu i sposobu jego przygotowania. Niektóre wyciągi powodowały wzrost ich żywotności lub zdrowotności, podczas gdy inne ich spadek. Zaobserwowano również, że oddziaływanie wyciągów na zdrowotność nasion skorelowane było pozytywnie z ich wpływem na żywotność.

Podobne obserwacje poczyniono również w niniejszych badaniach. Wykazano w nich, że pozytywnie na zdolność kiełkowania łubinu gorzkiego i łubinu słodkiego oddziaływały w mniejszym lub większym stopniu przede wszystkim wywary przygotowane z kory *A. hippocastanum*, *A. sativum*, *A. vulgaris*, *B. verrucosa*, *C. sativum*, *C. oxyacantha*, *I. helenium*, *J. regia*, *M. chamomilla*, *M. officinalis*, *P. sylvestris*, *R. canina*, *T. officinale*, *U. dioica*. Podobne działanie zaobserwowano w przypadku naparu z *L. usitatissimum*, maceratów z *L. vera* i *Q. robur* oraz naparu i maceratu z *R. nigrum*.

Skażenie nasion tych roślin przez mikroorganizmy ograniczały natomiast: wywary z kwiatów *A. hippocastanum*, *A. sativum*, *B. verrucosa*, *C. sativum*, *C. oxyacantha*, *E. arvense*, *I. helenium*, *M. officinalis*, *M. piperita* i *R. canina*; napary z *A. officinalis*, *A. lappa*, *P. sylvestris*, *Q. robur*, *R. nigrum*; maceraty i napary z *L. vera* i *Q. robur* oraz wywar i napar *M. chamomilla*.

## 5. Wnioski

1. Najkorzystniej na żywotność nasion łubinu gorzkiego działały wywary sporządzone z *S. hortensis*, *S. nigra*, *A. sativum*, *R. canina*. W przypadku łubinu słodkiego były to maceraty z *Q. robur*, *L. officinale*, *C. sativum*, *L. vera*; napary z *L. officinale*, *Q. robur*, *C. sativum*.



2. Skażenie nasion łubinu gorzkiego zmniejszyły najsilniej maceraty z *C. oxyacantha*, *M. chamomilla*; napary z *C. oxyacantha*, *R. canina*, *M. chamomilla*, *I. helenium*; wywary z kory *A. hippocastanum*. Oddziaływanie wyciągów na zdrowotność nasion łubinu słodkiego było istotnie słabsze.
3. Wzrost zdrowotności nasion traktowanych wyciągami korespondował ze wzrostem ich żywotności.

## Literatura

1. International Rules for Seed Testing (ISTA) 2007 – Międzynarodowe Przepisy Oceny Nasion, Polska Wersja Wydania, 2007.
2. **Kühne S.:** *Perspektywy i ograniczenia wykorzystania bioinsektycydów w rolnictwie ekologicznym*. Progress in Plant Protection / Postępy w Ochronie Roślin, 48 (4), 1309–1313 (2008).
3. **Matyjaszczyk E.:** *Wpływ ostatnich zmian w przepisach prawnych na dostępność środków ochrony roślin dla rolnictwa ekologicznego*. Wybrane zagadnienia ekologiczne we współczesnym rolnictwie. PIMR, Monografia, 6, 91–98 (2009).
4. **Sas-Piotrowska B., Piotrowski W., Karczmarek-Cichosz R.:** *Plant ex-tracts and their influence on some properties of seeds of cultivated plants – grain plants*. Annual Set the Environment Protection, Vol. 6, 77–89. Middle Pomeranian Scientific Society of the Environment Protection. Koszalin 2004.
5. **Sas-Piotrowska B., Piotrowski W., Karczmarek-Cichosz R.:** *Longevity and Healthiness of Oat (Avena sativa L.) Seeds Treated with Plant Extracts*. Journal of Plant Research, Vol. 45, No. 3, 181–193 (2005).
6. **Sas-Piotrowska B., Piotrowski W.:** *Vitality and Healthiness of Seeds of Cereal Plants Treated with Plant Extracts*. Annual Set The Environment Protection, Vol. 10, 103–121. Middle Pomeranian Scientific Society of the Environment Protection, Koszalin 2008.
7. **Sas-Piotrowska B., Piotrowski W.:** *Vitality and Healthiness of Barley (Hordeum vulgare L.) Seeds Treated with Plant Extracts*. Journal of Plant Protection Research, Vol. 50, No. 1, 117–124 (2010).
8. **Sas-Piotrowska B., Piotrowski W.:** *Żywotność i zdrowotność ziarna roślin zbożowych traktowanych wywarami roślinnymi*. Annual Set The Environment Protection, Vol. 13, 571–595. Middle Pomeranian Scientific Society of the Environment Protection. Koszalin 2011.
9. **Sosnowska D., Fiedler Ź.:** *Biologiczna ochrona upraw pod osłonami jako przykład udanego wykorzystania metody biologicznej*. Progress in Plant Protection / Postępy w Ochronie Roślin, 5 (3), 1080–1088 (2010).

10. **Tomalak M.:** *Rynek biologicznych środków ochrony roślin i przepisy legislacyjne*. Progress in Plant Protection / Postępy w Ochronie Roślin, 5 (3), 1053–1063 (2010).
11. **Tomalak M., Sosnowska D., Lipa J.J.:** *Tendencje rozwoju metod biologicznych w ochronie roślin*. Progress in Plant Protection / Postępy w Ochronie Roślin, 5 (4), 1650–1060 (2010).

## **Vitality and Healthiness of *Lupinus angustifolius* L. Treated with Plant Extracts**

### **Abstract**

In experiment, the activity of water extracts on the vitality and healthiness of sweet and bitter variety of *Lupinus angustifolius* L. was examined. The materials under investigation were: macerations, infusions and decoctions made from different morphological parts of 40 plant species. The experiment was performed using a filter paper test [1] with the purpose of the estimation of the following parameters: the germination viability, the germination capacity and the seeds infestation. The significance of correlation coefficients at P = 95% were designed with a mark “\*” and at P = 99% with two marks “\*\*”.

The response of the examined lupine crops to the plant extracts used was different in general. The plant extracts most strongly stimulating a lupine seeds capacity were as follows:

- bitter lupine: decoctions from *S. hortensis*, *S. nigra*, *A. sativum*, *R. canina*; infusions from *C. oxyacantha*, *Z. mays*, *T. officinale* and macerations from *R. nigrum*, *C. oxyacantha*, *R. canina*.
- sweet lupine: macerations from *Q. robur*, *L. officinale*, *C. sativum*, *L. vera*; infusions from *L. officinale*, *Q. robur*, *C. sativum* and decoctions from *S. hortensis*, *M. chamomilla*, *C. sativum*, *E. arvense*.

and respectively the lupine contamination was strongly reduced as follows:

- bitter lupine: macerations from *C. oxyacantha*, *M. chamomilla*, bark of *A. hippocastanum*, *R. canina*, *F. alnus*; infusions from *C. oxyacantha*, *R. canina*, *M. chamomilla*, *I. helenium*; decoctions from bark of *A. hippocastanum*, *S. hortensis*, *H. officinalis*, *B. verrucosa*;
- sweet lupine: macerations from *C. sativum*, *L. officinale*; infusions from *L. usitatissimum*, *C. sativum*, *L. officinale*, *P. sylvestris*, decoctions from *I. helenium*, *M. officinalis*, *B. verrucosa*, *C. sativum*, *M. vulgare*.

It was observed as well, that the more the examined decoctions reduced a cereal seed contamination, the higher vitality occurred.



# **Żywotność i zdrowotność nasion *Vicia faba* L. i *V. sativa* L. traktowanych wyciągami roślinnymi**

*Bronisława Sas-Piotrowska, Wojciech Piotrowski*  
*Politechnika Koszalińska*

## **1. Wstęp**

Poszukując substancji biologicznie czynnych mogących zmniejszyć poziom skażenia agroekosystemu syntetycznymi środkami ochrony roślin, a także znaleźć zastosowanie w rolnictwie ekologicznym, przeanalizowano reakcję dwóch odmian *Lupinus angustifolius* L. na wyciągi wodne sporządzone z roślin zielarskich [7]. Wykazano, że żywotność i zdrowotność nasion traktowanych tymi wyciągami zmieniała się istotnie w zależności od odmiany rośliny uprawnej, pochodzenia wyciągu i sposobu jego przygotowania.

Celem prezentowanych badań było określenie oddziaływania tego samego zestawu wyciągów roślinnych na dwa kolejne gatunki roślin strączkowych.

## **2. Materiał i metody badań**

W doświadczeniu oceniano aktywność działania maceratów, naparów i wywarów stosowanych do zaprawiania na żywotność i zdrowotność nasion bobiku *Vicia faba* L. odmiany ‘Neptun’ i wyki siewnej *Vicia sativa* L. odmiany ‘Hanka’.

Wyciągi wodne sporządzano z różnych części morfologicznych 40 gatunków roślin [7]: 1. *Acorus calamus*; 2. *Aesculus hippocastanum* - kora; 3. *A. hippocastanum* - kwiat; 4. *Allium sativum*; 5. *Archangelica officinalis*; 6. *Arctium lappa*; 7. *Artemisia absinthium*; 8. *Artemisia vulgaris*; 9. *Betula verrucosa*; 10. *Calendula officinalis*; 11. *Camelina sinensis*; 12. *Carum carvi*; 13. *Coriandrum sativum*; 14. *Crataegus*

*oxyacantha*; 15. *Equisetum arvense*; 16. *Frangula alnus*; 17. *Hyssopus officinalis*; 18. *Inula helenium*; 19. *Juglans regia*; 20. *Juniperus communis*; 21. *Lavandula vera*; 22. *Levisticum officinale*; 23. *Linum usitatissimum*; 24. *Marrubium vulgare*; 25. *Matricaria chamomilla*; 26. *Melissa officinalis*; 27. *Mentha piperita*; 28. *Origanum majorana*; 29. *Pinus sylvestris*; 30. *Quercus robur*; 31. *Ribes nigrum*; 32. *Rosa canina*; 33. *Salix alba* i *S. purpurea*; 34. *Sambucus nigra*; 35. *Saponaria officinalis*; 36. *Satureja hortensis*; 37. *Taraxacum officinale*; 38. *Urtica dioica*; 39. *Verbascum thapsiforme*; 40. *Zea mays* [7]. Powyższą numerację przyjęto także na wykresach zawierających wyniki badań.

Sposób przygotowania wyciągów wodnych, założenia i przeprowadzenia testu bibułowego [1], a także opracowania statystycznego podano we wcześniejszych pracach [4, 6]. Na rysunkach wyniki wyrażone są w procentach odchylenia od obiektu kontrolnego. Poziom istotności różnic i współczynników korelacji przy  $P = 95\%$  określono jednym znakiem ‘\*’ a przy  $P = 99\%$  dwoma takimi znakami ‘\*\*’.

### 3. Wyniki badań

Analiza wariancji wykazała, że zarówno energia i zdolność kiełkowania nasion oraz ich skażenie przez mikroorganizmy zmieniały się istotnie w zależności od gatunku rośliny uprawnej, pochodzenia wyciągu (gatunku zioła) oraz sposobu jego przygotowania. Istotne okazały się także interakcje I i II rzędu.

Pomiędzy badanymi gatunkami roślin zarysowały się różnice w żywotności i zdrowotności nasion. Energia kiełkowania bobiku kształtowała się na poziomie 72,9%, zdolność kiełkowania 49,7% a liczba skażonych nasion wynosiła 45,9%. Wartości te dla wyki były następujące: 68,8%; 82,5%; 12,2%.

Traktowanie nasion bobiku wyciągami spowodowało, że energia i zdolność kiełkowania wzrastały przeciętnie o odpowiednio +6,9% i +10,3%, a skażenie nasion o +0,8%. W przypadku wyki obserwowano wzrost energii kiełkowania (+0,6%), spadek zdolności kiełkowania (-5,2%), a także wzrost liczby nasion skażonych przez mikroorganizmy, który był większy niż u bobiku (+12,6%).

Analizując oddziaływanie wyciągów sporządzonych z różnych roślin zielarskich na energię kiełkowania nasion bobiku i wyki stwierdzono istotnie pozytywną korelację ( $r = 0,399^{**}$ ). Większą zmiennością

reakcji (V%) na badany zestaw wyciągów niż wyka (6,8%) charakteryzował się bobik (17,5%). Energię kiełkowania nasion bobiku (zakres od +1,0% do +28,3%) stymulowały wyciągi sporządzone z 75% roślin zielarskich, natomiast u wyki (od +1,2% do +11,3%) było to 50% wyciągów. Działaniem takim wyróżniły się wyciągi z (rys. 1A):

- bobik – *H. officinalis* (+28,3%); *L. usitatissimum* (+25,8%); *P. sylvestris* (+24,0%);
- wyka – *R. nigrum* (+11,3%); *J. communis* (+10, 8%); *C. oxyacantha* (+10,7%).

Wyciągi sporządzone z 25% roślin zielarskich obniżały energię kiełkowania bobiku (zakres od -1,8% do -38,2%), u wyki ich liczba wzrosła do 50% (od -0,4% do -15,5%).

Pomimo istotnie różnej aktywności wyciągów sporządzonych z badanych roślin zielarskich okazało się, że ich oddziaływanie na energię i zdolność kiełkowania nasion było istotnie zgodne (bobik:  $r = 0,802^{**}$ , wyka:  $r = 0,708^{**}$ ). Jednak oddziaływanie wyciągów na zdolność kiełkowania nasion obu tych roślin wykazało tendencję do negatywnej korelacji ( $r = -0,138$ ). Wyższą zmiennością reakcji (V%) niż wyka (4,8%) charakteryzował się bobik (36,4%).

Zdolność kiełkowania nasion bobiku stymulowały wyciągi sporządzone z 55% roślin zielarskich (zakres od +2,8% do +86,1%), podczas gdy u wyki tylko 7,5% wyciągów (od +0,1 do +0,7%). W zależności od rośliny strączkowej działaniem takim wyróżniły się wyciągi z (rys. 2A):

- bobik – *H. officinalis* (+86,1%); *J. regia* (+73,0%); *R. nigrum* (+69,2%); *C. officinalis* (+67,7%);
- wyka – z *F. alnus* (+0,7%); *C. oxyacantha* (+0,4%); *C. officinalis* (+0,1%).

Wyciągi sporządzone z niektórych roślin zielarskich ograniczały zdolność kiełkowania nasion badanych roślin strączkowych. U bobiku inhibujące działanie wykazało 45% roślin zielarskich (zakres od -2,0% do -69,7%), u wyki 92,5% ziół (od -0,1% do -19,7%).

Skażenie nasion poszczególnych roślin strączkowych było istotnie zróżnicowane i zależne od pochodzenia wyciągu (rys. 3A). Większą zmienność reakcji (V%) obserwowano u bobiku (34,1%), a niższą u wyki (27,9%). Kształtowanie się skażenia nasion bobiku i wyki traktowanych wyciągami z różnych roślin zielarskich było istotnie różne ( $r = -0,423^{**}$ ).

Zasiedlenie nasion bobiku ograniczały wyciągi z 42,5% roślin zielarskich (zakres od -0,4% do -59,3%), a u wyki 37,5% wyciągów (od -1,4% do -43,5%).

Wyciągi, które najsilniej ograniczały skażenie nasion poszczególnych roślin strączkowych sporządzono z:

- bobik – *J. regia* (-59,3%), *S. alba* i *S. purpurea* (-55,7%), *H. officinalis* (-52,5%);
- wyka – *F. alnus* (-43,5%), *M. vulgare* (-30,0%), *M. chamomilla* (-23,1%), *E. arvense* (-21,8%).

Pod wpływem wyciągów sporządzonych z wielu roślin zielarskich skażenie nasion przez mikroorganizmy wzrastało. W przypadku bobiku działanie takie wywierało 57,5% wyciągów (zakres od +1,1% do +85,3%), a u wyki 62,5% (od +2,7% do +114,3%).

Analiza zróżnicowania zdrowotności i żywołności nasion traktowanych wyciągami z różnych roślin zielarskich wykazała, że im silniej wyciągi ograniczały skażenie nasion, tym lepsze było ich kiełkowanie. Potwierdzają to obliczone współczynniki korelacji:

bobik:  $r_{\text{skażenie} \times \text{energia}} = -0,951^{**}$ ;  $r_{\text{skażenie} \times \text{zdolność}} = -0,867^{**}$ ;

wyka:  $r_{\text{skażenie} \times \text{energia}} = -0,126$ ;  $r_{\text{skażenie} \times \text{zdolność}} = -0,646^{**}$ .

Stwierdzono także, że niezależnie od pochodzenia wyciągu reakcja badanych roślin uprawnych zależała od sposobu jego przygotowania:

- energię kiełkowania nasion bobiku stymulowały zarówno maceraty, napary, jak i wywary (odpowiednio +8,9%; +8,1%; +3,6%). Natomiast zdolność kiełkowania stymulowały napary (+0,4%) oraz wywary (+32,2%), a maceraty ją ograniczały (-1,8%). Traktowanie nasion maceratami (+14,3%) i naparami (+11,3%) powodowało wzrost ich skażenia przez mikroorganizmy, podczas gdy wywary je ograniczały (-23,2%).
- energię i zdolność kiełkowania nasion wyki ograniczały maceraty (odpowiednio -0,3% i -2,7%) i wywary (-2,5% i -15,6%), podczas gdy napary działały stymulująco (+4,8% i +0,1%). Pod wpływem maceratów (+19,0%) i wywarów (+22,3%) skażenie nasion wzrastało, a po zastosowaniu naporów malało (-3,5%).

Przeciętna reakcja nasion roślin strączkowych zależała również od pochodzenia i sposobu przygotowania wyciągów.

- Energię kiełkowania nasion (rys. 1B) stymulowało po 62,5% maceratów i wywarów (zakres odpowiednio: od +2,3% do +37,4% i od +0,5% do +12,1%) oraz 70% naparów (od +0,4% do +33,4%).

Negatywnie na kiełkowanie nasion działało po 37,5% maceratów i wywarów (zakres odpowiednio od -1,5% do -41,2% i od -0,3% do -13,6%), a także 30% naparów (od -0,2% do -32,1%).

- Zdolność kiełkowania nasion (rys. 2B) stymulowało po 45% maceratów i naparów (zakres odpowiednio: od +0,8% do +38,6% i od +3,4% do +41,5%) oraz 62,5% wywarów (od +0,2% do +31,6%).

Negatywnie na zdolność kiełkowania nasion działało po 55% maceratów i naparów (zakres odpowiednio: od -2,7% do -48,7% i od -0,8% do -38,0%), a także 37,5% wywarów (od -2,0% do -41,2%).

- Zasiedlenie nasion przez mikroorganizmy (rys. 3B) ograniczało 37,5% maceratów (zakres od -14,4% do -66,5%), 45% naparów (od -0,8% do -60,6%) i 62,5% wywarów (od -4,0% do -66,8%).

Skażenie wzrastało pod wpływem 62,5% maceratów (zakres od +5,9% do +87,3%), 55% naparów (od +14,4% do +81,8%) i 37,5% wywarów (od +0,4% do +82,7%).

Analizując reakcję nasion badanych roślin strączkowych na wyciągi wodne w zależności od ich pochodzenia oraz sposobu przygotowania stwierdzono, że spośród 240 analizowanych kombinacji w 42,1% przypadków następował w porównaniu do kombinacji kontrolnej wzrost zdolności kiełkowania, a w 57,9% jej spadek. U poszczególnych gatunków roślin strączkowych wartości te kształtowały się następująco:

- bobik: 53,3% i 46,7%.

Najkorzystniej na żywotność nasion działały maceraty z *H. officinalis* (+94,7%), *L. usitatissimum* i *R. nigrum* (po +92,1%); napary z *H. officinalis* (+98,9%), *A. officinalis* i *L. usitatissimum* (po +93,7%), *A. absinthium* i *V. thapsiforme* (po +88,9%); wywary z *C. oxyacantha* (+79,7%), *L. officinale* i *M. officinalis* (po +76,0%), *Z. mays* (+75,6%) i *F. alnus* (+75,1%).

Negatywnie na kiełkowanie nasion oddziaływały maceraty z *B. verucosa* (-97,9%), *A. vulgaris* (-96,3%), *A. sativum* (-93,2%); napary z *S. nigra* (-96,8%), *A. vulgaris* (-94,7%), *A. sativum* (-90,5%) oraz wywar z *C. sinensis* (-66,4%).

- wyka: 30,8% i 69,2%.

Najkorzystniej na żywotność nasion działały maceraty z *R. nigrum* (+8,1%), *V. thapsiforme* (+7,8%) oraz *A. sativum* (+7,5%); napary z *L. officinale* (+9,0%), *H. officinalis* (+8,7%), *C. sativum* (+7,5%).

Negatywnie na kiełkowanie nasion oddziaływały wszystkie wywary, a szczególnie z *Q. robur* (-52,5%), *J. regia* (-39,2%), *A. lappa* (-37,0%) i *V. thapsiforme* (-32,7%); maceraty z *U. dioica* (-39,3%), *J. helenium* (-17,4%), *C. sinensis* (-10,8%); napary z *L. usitatissimum* (-11,4%), *A. calamus* (-6,9%) i *M. piperita* (-6,6%).

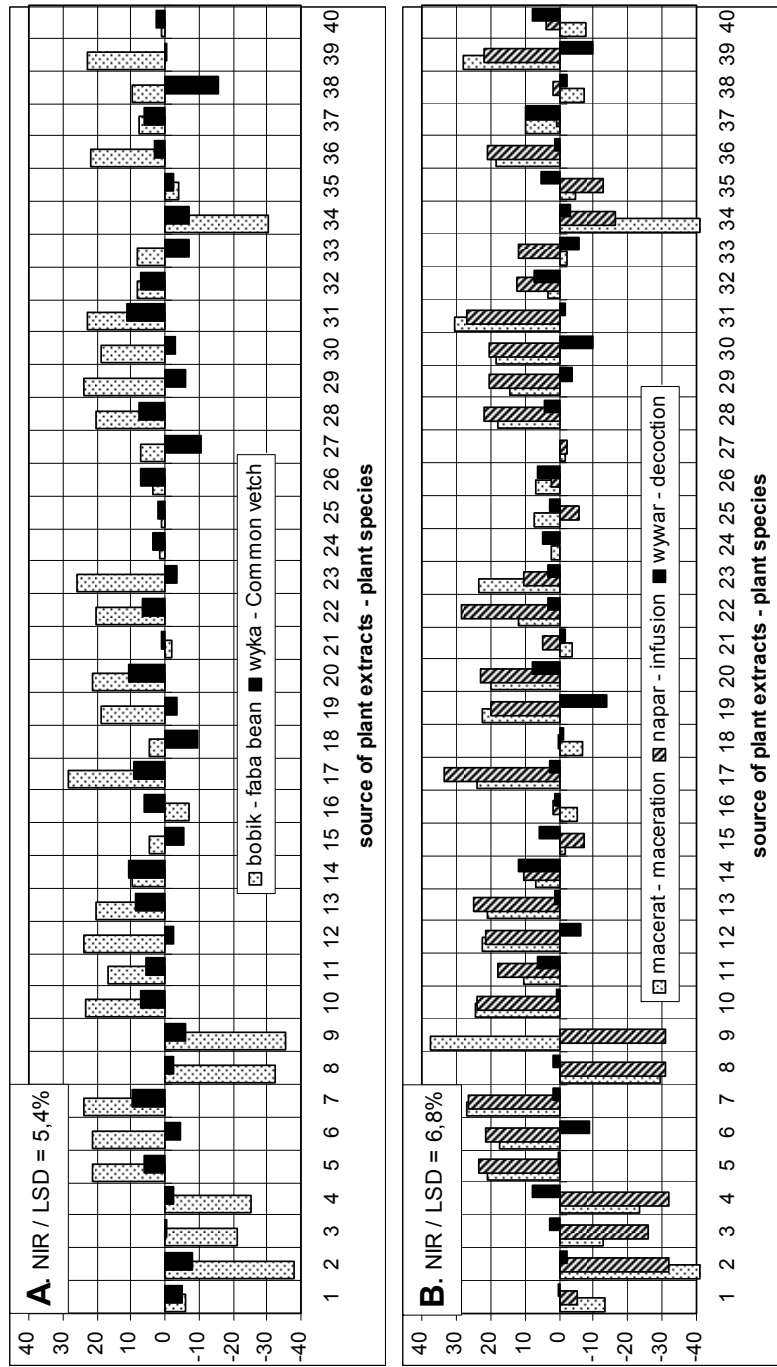
Porównując oddziaływanie analizowanych czynników na skażenie nasion przez mikroorganizmy stwierdzono, że 47,5% kombinacji spośród 240 badanych ograniczało je istotnie w porównaniu do kombinacji kontrolnej bezwzględnej, a 52,5% powodowało jego wzrost. Reakcja poszczególnych roślin strączkowych była następująca:

- bobik – skażenie nasion zmniejszało 53,3% kombinacji z spośród 120 badanych. Działaniem takim wyróżniły się maceraty z *L. vera* (-81,9%), *O. majorana* (-60,3%), *J. regia* i *R. nigrum* (po -58,3%), *Q. robur* (-57,3%), *S. alba* i *S. purpurea* (-52,3%); napary z *O. majorana* (-67,33%), *J. regia* i *Q. robur* (po -58,8%), *L. vera* (-57, 9%), *A. officinalis* (-52,3%), *S. alba* i *S. purpurea* (-52,3%); wywary z *C. oxyacantha* (-90,8%), *F. alnus* i *M. officinalis* (po -86,3%), *L. officinalis* i *Z. mays* (po -85,6%), *M. chamomilla* (-83,0%), *T. officinale* (-82,3%) i *E. arvense* (-81,0%).

Pod wpływem 46,7% badanych kombinacji skażenie nasion wzrastało. Działanie takie wykazały maceraty sporządzone z *B. verrucosa* (+101,00%), *A. sativum* (+96,48%), *A. vulgaris* (+96,0%), kory *A. hippocastanum* (+94,5%); napary z *S. nigra* (+100,0%), *A. vulgaris* (+98,0%), *A. sativum* (+90,4%), *B. verrucosa* (+88,4%); wywary z *C. sinensis* (+116,3%), *V. thapsiforme* (+98,7%), *J. communis* (+96,1%), *A. officinalis* (+72,5%), *O. majorana* (+66,0%) i *S. nigra* (+62,7%).

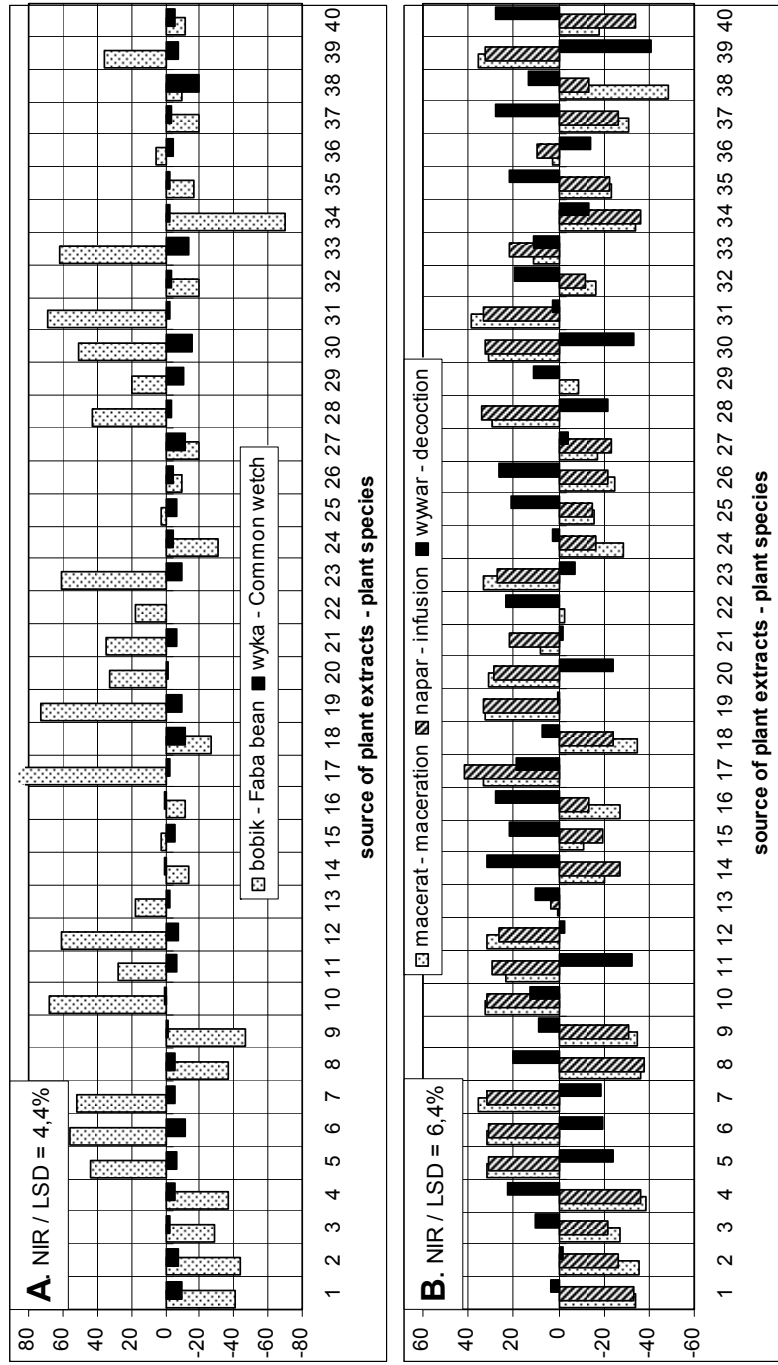
- wyka – skażenie nasion redukowało 41,7% badanych kombinacji. Były to między innymi maceraty z *F. alnus* (-62,2%), *E. arvense* i *R. nigrum* (po -56,8%), *M. chamomilla* (-54,0%); napary z *F. alnus* (-59,5%), *M. vulgaris* (-56,8%), *R. nigrum* i *Z. mays* (po -54,0%); wywary z *M. vulgaris* (-27,4%), *F. alnus* (-26,0%), *J. communis* (-19,2%), *T. officinale* (-17,8%).



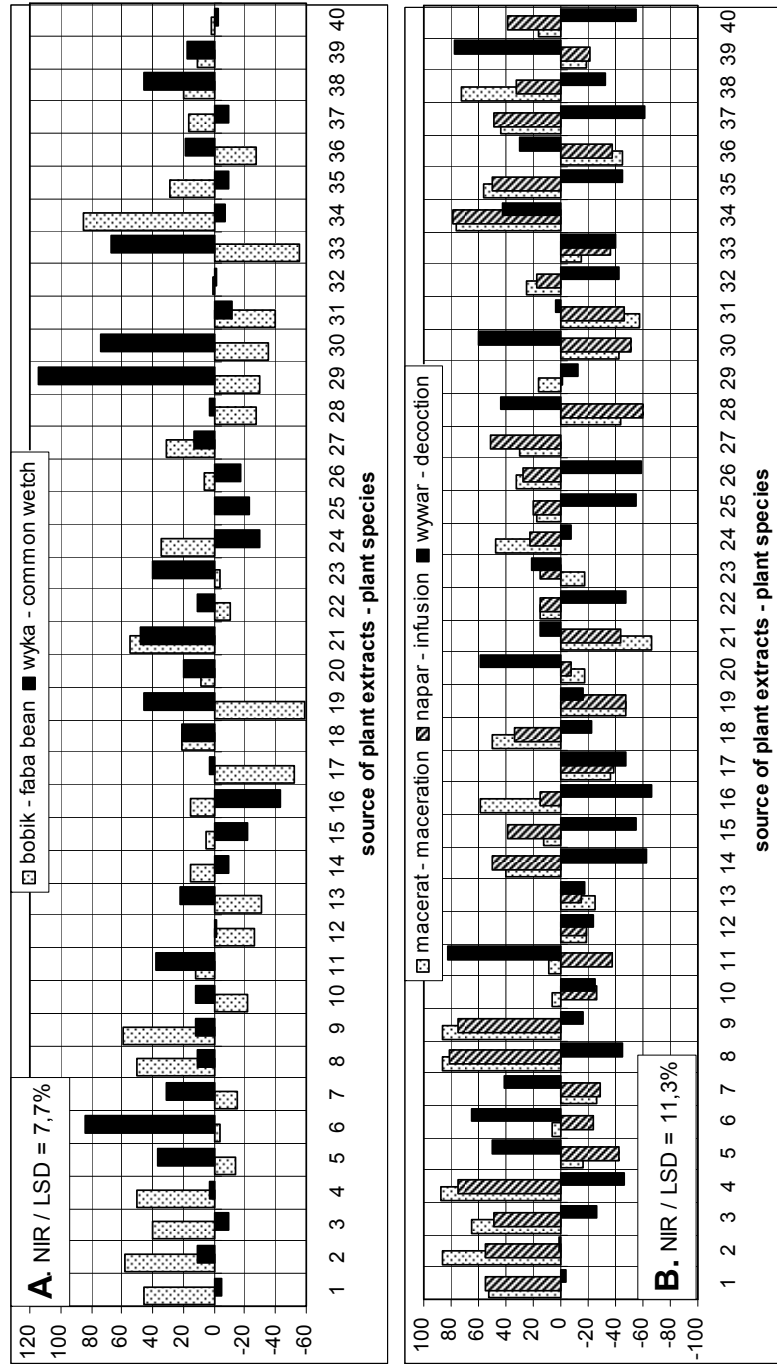


**Rys. 1.** Oddziaływanie wyciągów z ziół na energię kiełkowania nasion w zależności od rośliny uprawnej (A) i sposobu przygotowania wyciągu (B) – odchylenie od kontroli, %

**Fig. 1.** The effect of herb extracts on seeds germination viability depending on the plant cultivar (A) and preparation mode of the extracts (B) - deviation from control, %



**Rys. 2.** Oddziaływanie wyciągów z ziół na zdolność kiełkowania nasion w zależności od rośliny uprawnej (A) i sposobu przygotowania wyciągu (B) – odchylenie od kontroli, %  
**Fig. 2.** The effect of herb extracts on seeds germination capacity depending on the plant cultivar (A) and preparation mode of the extracts (B) – deviation from control, %



**Rys. 3.** Oddziaływanie wyciągów z ziół na skażenie nasion w zależności od rośliny uprawnej (A) i sposobu przygotowania wyciągu (B) – odchylenie od kontroli, %

**Fig. 3.** The effect of herb extracts on seeds infestation depending on the plant cultivar (A) and preparation mode of the extracts (B) – deviation from control, %

Skażenie wzrastało pod wpływem 58,3% badanych kombinacji a zwłaszcza, gdy stosowano maceraty z *S. alba* i *S. purpurea* (+189,2%), *P. sylvestris* (+143,2%), *A. officinalis* (+132,4%), *C. sinensis* (+121,6%); napary z *L. usitatissimum* (+94,6%), *J. communis* (+86,5%), *P. sylvestris* (+73,0%); wywary z *Q. robur* (+137,0%), *A. lappa* (+127,4%) i *P. sylvestris* (+120,5%).

#### 4. Dyskusja

Porównując reakcję roślin strączkowych na wyciągi użyte do zaprawiania nasion okazało się, że pozytywnie na zdolność kiełkowania obu badanych gatunków, tj. bobiku i wyki, oddziaływały w różnym stopniu maceraty i napary z *C. officinalis*, *J. regia*, *R. nigrum*, podczas gdy wywary z tych roślin działały stymulująco jedynie na nasiona bobiku. Spośród wymienionych wyciągów kiełkowanie nasion łubinu gorzkiego i słodkiego stymulował jedynie wyciągi z *R. nigrum* [7]. W przypadku łubinu gorzkiego były to maceraty, napary i wywary, a u łubinu słodkiego maceraty i napary.

Skażenie nasion bobiku i wyki przez mikroorganizmy ograniczały maceraty i napary z *C. sativum* i *R. nigrum*, a wywary z tych roślin również bobiku. Wyniki uzyskane dla łubinu gorzkiego potwierdziły skuteczność maceratów, naparów i wywarów z *R. nigrum*, a dla łubinu słodkiego jedynie naparu [7].

Porównując aktywność tego samego zestawu wyciągów użytych do zaprawiania nasion badanych wcześniej 7 gatunków roślin zbożowych [2–6] oraz nasion 4 gatunków roślin strączkowych [7], okazało się że niezależnie od sposobu przygotowania pozytywnie, lecz w różnym stopniu na:

zdolność kiełkowania:

- 9 gatunków roślin uprawnych (oprócz owsa oplewionego i wyki) działał wyciąg z *Q. robur*;
  - 7 gatunków – oprócz pszenicy, owsa nagoziarnistego, jęczmienia browarnego i bobiku działał wyciąg z *C. oxyacanta*, a oprócz jęczmienia browarnego, łubinu słodkiego, bobiku i wyki – wyciąg z *M. officinalis*;
- zdrowotność nasion:
- 10 gatunków roślin uprawnych – oprócz jęczmienia browarnego wpływał wyciąg z *R. nigrum*, a oprócz wyki – wyciąg z *Q. robur*;

- 9 gatunków (oprócz pszenicy i wyki) – wyciąg z *A. lappa*;
- 8 gatunków – oprócz pszenicy, jęczmienia browarnego, bobiku wyciąg z *F. alnus*; – oprócz pszenicy, łubinu gorzkiego, wyki wyciąg z *S. hertensis*; – oprócz pszenicy, żyta, wyki wyciąg z *L. utitatissimum*; – oprócz jęczmienia browarnego, łubinu gorzkiego, wyki wyciąg z *J. regia*; – oprócz łubinów, wyki wyciąg z *A. officinalis*; – oprócz łubinów i bobiku wyciąg z *J. communis*.

## 5. Wnioski

1. Najkorzystniej na żywotność nasion: bobiku działały maceraty z *H. officinalis*, *L. usitatissimum* i *R. nigrum*; napary z *H. officinalis*, *A. officinalis* i *L. usitatissimum*, *A. absinthium* i *V. thapsiforme*; wywary z *C. oxyacantha*, *L. officinale* i *M. officinalis*, *Z. mays* i *F. alnus*. Żywotność nasion wyki podwyższały w niewielkim stopniu: maceraty z *R. nigrum*, *V. thapsiforme*, *A. sativum*; napary z *L. officinale*, *H. officinalis*, *C. sativum*.
2. Skażenie nasion bobik ograniczały najsilniej maceraty z *L. vera*, *O. majorana*, *J. regia* i *R. nigrum*, *Q. robur*; napary z *O. majorana*, *J. regia* i *Q. robur*, *L. vera*; wywary z *C. oxyacantha*, *F. alnus* i *M. officinalis*, *L. officinalis* i *Z. mays*, *M. chamomilla*, *T. officinale* i *E. arvense*, a skażenie nasion wyki: maceraty z *F. alnus*, *E. arvense* i *R. nigrum*, *M. chamomilla*; napary z *F. alnus*, *M. vulgaris*, *R. nigrum* i *Z. mays*. Aktywność najlepszych wywarów sporządzonych z *M. vulgaris*, *F. alnus* była znacząco niższa.
3. Wzrost zdrowotności nasion traktowanych wyciągami korelował ze wzrostem ich żywotności.

## Literatura

1. International Rules for Seed Testing (ISTA) 2007 – Międzynarodowe Przepisy Oceny Nasion, Polska Wersja Wydania, 2007.
2. **Sas-Piotrowska B., Piotrowski W., Karczmarek-Cichosz R.:** *Plant extracts and their influence on some properties of seeds of cultivated plants – grain plants*. Annual Set the Environment Protection, Vol. 6, 77-89. Middle Pomeranian Scientific Society of the Environment Protection, Koszalin 2004.

3. **Sas-Piotrowska B., Piotrowski W., Karczmarek-Cichosz R.:** *Longevity and Healthiness of Oat (Avena sativa L.) Seeds Treated with Plant Extracts.* Journal of Plant Research, Vol. 45, No. 3, 181–193 (2005).
4. **Sas-Piotrowska B., Piotrowski W.:** *Vitality and Healthiness of Seeds of Cereal Plants Treated with Plant Extracts.* Annual Set The Environment Protection, Vol. 10, 103–121. Middle Pomeranian Scientific Society of the Environment Protection. Koszalin 2008.
5. **Sas-Piotrowska B., Piotrowski W.:** *Vitality and Healthiness of Barley (Hordeum vulgare L.) Seeds Treated with Plant Extracts.* Journal of Plant Protection Research, Vol. 50, No. 1, 117–124 (2010).
6. **Sas-Piotrowska B., Piotrowski W.:** *Żywołność i zdrowotność ziarna roślin zbożowych traktowanych wywarami roślinnymi.* Annual Set The Environment Protection, Vol. 13, 571–595. Middle Pomeranian Scientific Society of the Environment Protection. Koszalin 2011.
7. **Sas-Piotrowska B., Piotrowski W.:** *Żywołność i zdrowotność nasion Lupinus angustifolius L. traktowanych wyciągami roślinnymi.* Annual Set The Environment Protection, Vol. 14, 525–537. Middle Pomeranian Scientific Society of the Environment Protection, Koszalin 2012.

## **Vitality and Healthiness of *Vicia faba* L. and *V. sativa* L. Treated with Plant Extracts**

### **Abstract**

In experiment, the activity of plant extracts: macerations, infusions and decoctions, on the vitality and healthiness of *Vicia faba* L. and *Vicia sativa* L seeds were examined. The materials under investigation were extracts made from different morphological parts of 40 plant species. The experiment was performed using a filter paper test [1] with the purpose of the estimation of the following parameters: the germination viability, the germination capacity and the seeds infestation. The significance of correlation coefficients at P=95% were designed with a mark “\*” and at P = 99% with two marks “\*\*”.

The response of the examined *Vicia species* to the plant extracts used was different in general. The plant extracts most strongly stimulating lupine seeds capacities were as follows:

- *V. faba*: macerations from *H. officinalis*, *L. usitatissimum*, *R. nigrum*; infusions from *H. officinalis*, *A. officinalis*, *L. usitatissimum*, *A. absinthium*, *V. thapsiforme*; decoctions from *C. oxycantha*, *L. officinale*, *M. officinalis*, *Z. mays*, *F. alnus*;

- *V. sativa*: macerations from *R. nigrum*, *V. thapsiforme*, *A. sativum*; infusions from *L. officinale*, *H. officinalis*, *C. sativum*, and respectively the lupine contamination was strongly reduced as follows:
- *V. faba*: macerations from *L. vera*, *O. majorana*, *J. regia*, *R. nigrum*, *Q. robur*, *S. alba* and *S. purpurea*; infusions from *O. majorana*, *J. regia*, *Q. robur*, *L. vera*, *A. officinalis*, *S. alba* and *S. purpurea*; decoctions from *C. oxyacantha*, *F. alnus*, *M. officinalis*, *L. officinalis*, *Z. mays*, *M. chamomilla*, *T. officinale*, *E. arvense*;
- *V. sativa*: macerations from *F. alnus*, *E. arvense*, *R. nigrum*, *M. chamomilla*; infusions from *F. alnus*, *M. vulgaris*, *R. nigrum*, *Z. mays*; decoctions from *M. vulgaris*, *F. alnus*, *J. communis*, *T. officinale*.

It was observed as well, that the more the examined decoctions reduced a cereal seed contamination, the higher vitality occurred (*V. faba*:  $r_{\text{infestation} \times \text{vitality}} = -0,867^{**}$ ; *V. sativa*:  $r_{\text{infestation} \times \text{vitality}} = -0,646^{**}$ ).



## **Mapy gruntowe z XIX wieku jako źródło nazw obiektów fizjograficznych (na przykładzie wybranych wsi z terenu Wielkopolski)**

*Anna Oliskiewicz-Krzywicka*  
*Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

### **1. Wstęp**

Zachowanie krajobrazu powiązane jest z ochroną zasobów środowiska wiejskiego oraz dziedzictwa kulturowego. Jednym z elementów dziedzictwa kulturowego danego obszaru są nazwy miejscowe. Nazwa miejscowa jest nazwą własną obiektu, trwale powiązanego z powierzchnią ziemi i miejscem zajmowanym przez ten obiekt [5]. Materiał leksykalny nazwy danego miejsca często określa jego właściwości przyrodniczo-topograficzne, roślinność, świat zwierzęcy lub wydarzenia historyczne z przeszłości oraz jego twórcę. Na stronie internetowej Komisji Nazw Miejscowości i Obiektów Fizjograficznych, której zasady działania reguluje Ustawa z dnia 29 sierpnia 2003 o urzędowych nazwach miejscowości i obiektów fizjograficznych [30] czytamy, że „nazwy miast, wsi i ich części, a także nazwy przysiółków kolonii, osad oraz nazwy obiektów fizjograficznych są uznanym dobrem narodowym. Nazwy te są ściśle związane z historią i kulturą Polski. W nazewnictwie zawarte jest dziedzictwo i świadectwo przeszłości”. Nazwy własne jako wartości niematerialne powinny być uwzględniane w działaniach planistycznych na szczeblach gminnych. Nazwy obiektów osadniczych, fizjograficznych i przyrodniczych zbierane i udostępniane są przez Państwowy Rejestr Nazw Geograficznych (skrót: PRNG). Jest on urzędową, referencyjną bazą danych stanowiącą podstawę dla innych systemów informacji przestrzennej zawierających nazwy geograficzne. Szczegółowy zakres informacji gromadzony w bazie danych PRNG oraz organizację, tryb i standardy techniczne jego



tworzenia określa Rozporządzenie Ministra Administracji i Cyfryzacji z dnia 14 lutego 2012 w sprawie państwowego rejestru nazw geograficznych [19]. Załącznik nr 1 tego rozporządzenia zawiera między innymi podział obiektów geograficznych na klasy i rodzaje.

Toponimia jako nauka badająca nazwy geograficzne (nazwy miejsc [8]) jest w literaturze przedmiotem wielu dyskusji i badań. Podziały nazw pod względem semantycznym i strukturalnym przedstawiają między innymi prace Taszyckiego [24, 25], Rosponda [18], Czernego [2] i Dejny [3]. Problem opracowania nazw na mapach wielkoskalowych szczegółowo przedstawia praca Gołaskiego [4]. Z publikacji dotyczących opracowania nazewnictwa dla poszczególnych regionów wymienić można prace dotyczące Wielkopolski [1, 20, 21, 33], Pomorza [6, 7, 26], Mazowsza [32], Śląska [3, 16] i pozostałych terenów Polski [10, 17]. Zagadnienia związane z nazwami miejscowymi poruszane są również na marginesie prac związanych z historią piśmiennictwa [23], osadnictwa [22] i krajobrazu [11].

Toponimy podzielić można na nazwy obiektów zamieszkałych – ojkonimy (makrotoponimia) oraz na nazwy obiektów niezamieszkałych – anojkonimy (mikrotoponimia) [8]. W pracy przedmiotem zainteresowania są anojkonimy. Podzielono je na następujące elementy [19]:

- ukształtowania terenu (np. wzniesienie, wyspa, wąwóz, grań, głąz),
- wody płynące (np. rzeka, struga, stare koryto),
- wody stojące (np. jezioro, część jeziora, bagno, błoto),
- inny obiekt wodny (np. źródło, wodospad),
- obiekt ukształtowania dna zbiornika wodnego (np. głębia, mielizna),
- inny obiekt fizjograficzny (np. lasy, uroczysko, łąki, pole, kopiec, region historyczny).

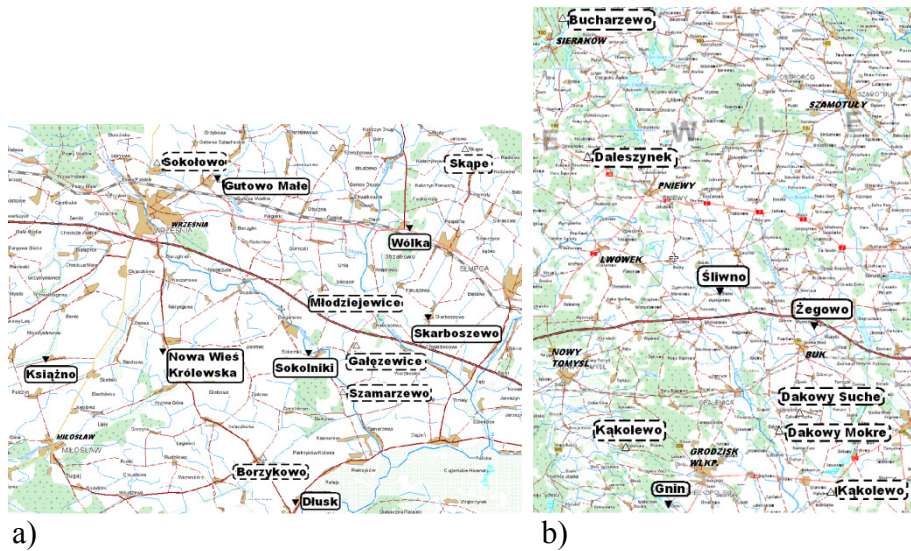
## 2. Cel pracy i materiał źródłowy

Celem pracy jest analiza map gruntowych z XIX wieku z terenu Wielkopolski jako źródeł anojkonimów do Państwowego Rejestru Nazw Geograficznych.

W pracy przyjęto założenie, że nazwa obiektu fizjograficznego występująca na mapie gruntowej powinna być potwierdzona w źródłach opisowych. Zebrane nazwy porównane zostały z następującymi materia-

łami opisowymi, tj.: „Urzędowymi nazwami miejscowości i obiektów fizjograficznych” dla województwa wielkopolskiego, które wydano w latach 70. XX wieku; z Państwowym Rejestrem Nazw Geograficznych dostępnym z poziomu Geoportalu oraz z innymi materiałami opisowymi zawierającymi nazwy polne i fizjograficzne [13, 14, 15, 27, 28, 29, 31].

Podstawę do badań stanowił zbiór dwudziestu dwóch map gruntowych z XIX wieku przedstawiających obszary wsi lub ich fragmentów (20 map) i granic pomiędzy wsiami (2 mapy) z terenu Wielkopolski. Mapy pochodzą z Archiwum Państwowego w Poznaniu, a ich skala wynosi 1:5000. Informacje na temat organizacji, techniki pomiarów gruntowych w XIX wieku oraz techniki sporządzania map gruntowych, które w ich wyniku powstały przedstawia praca K. Górskiej-Gołaskiej [9]. Teren badań, który mapy te przedstawiają podzielić można na dwa obszary. Pierwszy stanowią wsie zlokalizowane w okolicach Wrześni. Drugą część stanowią wsie położone w pasie Grodzisk Wielkopolski-Opalenica-Pniewy-Sieraków. Po wstępnej analizie okazało się, że poszukiwane anojkonimy znajdują się tylko na dziesięciu mapach. Na pozostałych mapach znajdowały się tylko nazwy ojkonimów, które nie były przedmiotem zainteresowania. Rys. 1. przedstawia obydwie obszary badań z zaznaczeniem, dla których wsi mapy zawierały anojkonimy (wsie zaznaczone sygnaturą czarnego trójkąta, nazwy tych wsi są otoczone ciągłą obwódką) a dla których mapy nie zawierały anojkonimów (wsie zaznaczone sygnaturą trójkąta bez wypełnienia, nazwy tych wsi są zaznaczone przerywaną obwódką).



**Rys. 1.** Teren badań a) okolice Wrześni, b) okolice Grodziska, Opalenicy, Pniew i Sierakowa

**Fig. 1.** The area of research a) around Wrzesnia, b) around Grodzisk, Opalenica, Pniew and Sieraków

## 2. Przebieg i wyniki badań

Zebrane z map gruntowych anojkonimy dla wsi z okolic Wrześni przedstawia tabela 1, a dla wsi z okolic Buku i Grodziska przedstawia tabela 2 (w tabelach zachowano oryginalną pisownię ze źródeł, w nawiasach podana jest współczesna pisownia) Na dziesięciu przebadanych mapach znaleziono 60 anojkonimów. Ilość nazw na poszczególnych mapach była zróżnicowana. Najwięcej nazw znajdowało się na mapie Gnina – 21 nazw, co stanowi około 34% wszystkich nazw. Na dwóch mapach Nowej Wsi Królewskiej i Książna znaleziono tylko po jednej nazwie. Na pozostałych mapach ilość nazw wahała się od 4 do 8.

Wśród anojkonimów przeważają (60%) nazwy obiektów zaliczanych do klasy „inne obiekty fizjograficzne”. Są to nazwy pól (15), łąk i pastwisk (17) oraz lasów (5). W dużym stopniu są to nazwy, które mogą stanowić bazę do odtworzenia historii krajobrazu [12]. Mogą dostarczać informacji o pokryciu terenu (np. Bielawy), użytkowaniu terenu (np. Pastwisko, Laski), strukturze własnościowej (np. Organista, Rola Chłopska) lub działalności człowieka (np. Pasieki).

**Tabela 1.** Nazwy zebrane na mapach wsi z okolic Wrześni

**Table 1.** Names gathered on the village maps Września

OBIEKTY	Dłusk	NWK	Skarboszewo	Wólka	Gutowo Małe	Sokolniki	Książno
UKSZTAŁTOWANIE TERENU							
dół				Dołki		Spetalne Dół	
				Kaczy Dół (Kaczij Dół)			
WODY PLYNĄCE							
	Obiczna						
	Majurka						
	Nowa Warta						
	Stara Warta						
WODY STOJĄCE							
staw						Luch	Kepiniec
bito, bagno				Porowy	Gońiec Blotta (Gojiec Blota)		
INNE FIZJOGRAFICZNE							
pola			Gay (Gaj)				
			Szuwary				
			Kopanina				
			Jablonna				
			Bielawy				
			Rowy				
łąki, pastwiska		Błoto	Mieluwki (Mielówki)	Kapusniki (Kapuśniki)	Rogoźnica	Grabuwka (Grabówka)	
				Wiesiórka	Soltowska	Przyce (Przyjce)	
				Lojówka	Welke Łąk (Wielkie Łąki)		
				Kepi			
las				Pasieki			

NWK – Nowa Wieś Królewska

**Tabela 2.** Nazwy zebrane na mapach wsi z okolic Buku i Grodziska  
**Table 2.** Names on the village maps Buk and Grodzisk

OBIEKTY	Gnin	Śliwno	Żegowo
UKSZTAŁTOWANIE TERENU			
wzniesienie	Dębowy Ostrów		
dół	Trzciany Dół		
	Gęsty Dół		
	Kaczarów Dół		
WODY STOJĄCE			
staw			
bloto, bagno	Długie Błoto	Ostrow Błota (Ostrów Błota)	Kaminiek
teren podmokły	Szmyszowe Błoto (Szmyszowe Błoto)	Struga	Słowyk (Słowik)
	Kobyle Błoto		Grodzisko
INNE FIZJOGRAFICZNE			
pola	Lisi Kierz		Ostrów Lisi
	Wypalonki		
	Lisia Łąka		
	Kopanina		
	Lubosnia (Lubośnia)		
	Organista		
	Rola do Probostwa		
	Rola Chłopska		
łąki, pastwiska	Kotliska	Krolewna (Królewna)	
	Dąbek	Brzeźno	
	Pastwisko	Błonie	
las	Sitowie	Śliwne	
	Laski		
	Kotliska		

Nazwy stawów znajdują się na dwóch mapach Sokolniki – Luch oraz Książno - Kępiniec. Nazwy cieków wodnych są tylko na mapie wsi Dłusk, która przedstawia łąki położone wzdłuż Warty, wszystkie są nazwami zalewów lub starorzeczy Warty. Siedem pozyskanych nazw z map gruntowych mówi o ukształtowaniu terenu. Miejsca ich występowania zostało porównane z odpowiednimi arkuszami mapy topograficznej 1:10000 wykonanej przez OPGKart. w Poznaniu w latach 1976–1985 oraz mapami dostępnymi na Geoportalu w celu sprawdzenia, czy rzeczywiście nazwa dotyczy obiektu rzeźby terenu. We wszystkich wypadkach sprawdzenie potwierdziło przypuszczenia.

W drugim etapie badań przeprowadzono analizę materiałów opisowych [13–15, 27–29, 31] w celu potwierdzenia występowania w nich pozyskanych z map nazw obiektów fizjograficznych. Tabela 3 przedstawia uzyskane wyniki (w tabeli zachowano oryginalną pisownię ze źródeł). W tabeli pominięto PRNG gdyż żaden anojkonim na badanym obszarze nie był dostępny z poziomu map Geoportalu.

Na 60 anojkonimów pozyskanych z materiału kartograficznego 21 znalazło potwierdzenie w materiałach opisowych z czego 11 nazw wystąpiło jednokrotnie, osiem dwukrotnie a dwie pojawiły się we wszystkich badanych materiałach opisowych. Ilość nazw potwierdzonych w poszczególnych materiałach opisowych była zbliżona i wynosiła od 8 do 9. W większości przypadków w materiałach opisowych nazwom przyporządkowany został rodzaj obiektu (np. las, pole, łąka, pastwisko, bagna, mokradło, dół). Nazwy, dla których rodzaj obiektu w materiałach opisowych określony został jako „bez bliższego określenia” lub „jako miejsce na (i tu nazwa miejscowości)...” czy „miejsce nieznanne” wyróżnione zostały w tabeli 3 kursywą. Okazało się, że osiem nazw pozyskanych z map funkcjonuje jako nazwy urzędowe co stanowi 38% wszystkich pozyskanych anojkonimów. W ponad 85% przypadków miała miejsce zgodność rodzaju obiektu uzyskanego z mapy z rodzajem uzyskanym z materiałów opisowych. Wyjątek stanowiły nazwy trzech obiektów.

**Tabela 3.** Nazwy zebrane w materiałach opisowych**Table 3.** Names that have been collected in the descriptive sources

Nazwa z mapy	wieś	KOZ	SZ	WNP	NU
Bielawy	Skarboszewo	Bielawy	Bielawy		
Błonie	Śliwno		Błonie		
Błoto	NWK				Błota
Brzeźno	Śliwno	Brzeźna			
Długie Błoto	Gnin				Błota
Gay	Skarboszewo		Gaj Topolnik		
Gęsty Dół	Gnin			<i>Gęsty Dół</i>	
Kaczarów Dół	Gnin	Kaczarów		<i>Kaczarów Dół</i>	
Kaminiek	Żegowo		Kamionki		Kamienik
Kępiniec	Książno				Kępiniec
Kobyle Błoto	Gnin	Kobyle błoto	Kobyle błoto	Kobyle błoto	Kobyle Błoto
Kopanina	Gnin		Kopanica	Kopaniny	
Kotliska	Gnin	Kotliska	Kotliska	<i>Kotliska</i>	Kotliska
Lisi Kierz	Gnin	Lisikierz		<i>Lisi kierz</i>	
Lisia Łąka	Gnin			Lisia łąka	
Lubosnia	Gnin	Lubośnia		<i>Lubośnia</i>	
Rogoźnica	Gutowo Małe	<i>Rogoźnica</i>	Rogoźnica		
Porowy	Wólka				Parowe
Słowik	Żegowo				Słowik
Szuwary	Skarboszewo	Szuwary			
Trzciany Dół	Gnin		Trzciany dół	Trzciany Dół	

Wyjaśnienie skrótów nazw kolumn w tabeli skrót. KOZ – [13,14]; SZ – [15]; WNP – [31]; NU – [27,28,29] )

Dotyczy to obiektów opisanych w „Urzędowych nazwach miejscowości i obiektów fizjograficznych” (UN) [27]:

- obiekt Słowik (Słowik) – w UN opisane jako łąka, na mapie – błoto,
- Kotliska – w UN opisane łąki, na mapie, jak i w innych materiałach opisowych jako las,
- Kobyle Błoto w UN opisane jako łąki; na mapie, jak i w innych materiałach opisowych – jako błoto.

Różnice wynikać mogą ze zmiany warunków fizjograficznych nazywanych obiektów, które mogły mieć miejsce na przestrzeni XX wieku.

### 3. Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych badań można wyciągnąć następujące wnioski:

1. Mapy gruntowe z XIX wieku mogą stanowić cenne źródło nazw obiektów fizjograficznych. Niestety anojkonimy na mapach gruntowych z XIX wieku nie są regułą – wystąpiły one na 45% przebadanych map.
2. Na poszczególnych mapach, na których występują anojkonimy ilość ich jest zróżnicowana. Rzadkością są mapy, na których występują one powyżej dziesięciu (jedna mapa).
3. Ponad 30% wszystkich anojkonimów znalazło potwierdzenie w materiałach opisowych, z czego 38% pojawiło się w więcej niż jednym przebadanym materiale opisowym.
4. Nazwy obiektów fizjograficznych na potrzeby Państwowego Rejestru Nazw Geograficznych powinny być pozyskiwane zarówno z map, jak i materiałów opisowych. Mapy lokalizują obiekty przestrzennie, a materiały opisowe weryfikują nazwy z map. Oczywiście pozyskane nazwy powinny przed wprowadzeniem do rejestru przejść odpowiednią weryfikację pod względem językoznawczym i poprawności zapisu.
5. Żaden pozyskany z map gruntowych anojkonim nie znajdował się w nakładce Państwowego Rejestru Nazw Geograficznych dostępnego z poziomu map Geoportalu.
6. Pozyskane z map gruntowych nazwy obiektów fizjograficznych mogą być również wykorzystane do badań nad zmianami i kształtowaniem środowiska.

### Literatura

1. **Chojnacki J.:** *Nazwy terenowe północno-zachodniej części woj. konińskiego*. PTPN. Poznań 1995.
2. **Czerny A.:** *Teoria nazw geograficznych*. IGiPZ PAN. Warszawa 2011.
3. **Dejna K.:** *Terenowe nazwy śląskie*. Onomastica, II, 103–126 (1956).



4. **Gołaski J.:** *Opracowanie nazw na mapach wielkoskalowych. Toponastyka kartograficzna.* PPWK. Warszawa 1967.
5. **Gołaski J.:** *Wprowadzenie do problematyki nazw miejscowych na polskich mapach topograficznych.* IX Szkoła Kartograf. 89–106 (1994).
6. **Górniewicz H.:** *Toponimia Powiśla Gdańskiego.* Zakład Narodowy im. Ossolińskich. Wrocław 1980.
7. **Górniewicz H.:** *Toponimia powiatu starogardzkiego.* PAN Zakład Narodowy im. Ossolińskich. Wrocław-Warszawa-Kraków-Gdańsk 1985.
8. **Górniewicz H.:** *Wstęp do onomastyki.* Wyd. Uniw. Gdańskiego. 1988.
9. **Górska-Gołaska K.:** *Pomiary gruntowe w Wielkopolsce 1793-1861.* PWN. Wrocław 1965.
10. **Halicka I.:** *Nazwy miejscowe środkowej i zachodniej Białostoczczyzny topograficzne i kulturowe.* PWN. Warszawa. 1978.
11. **Hładylowicz J.K.:** *Zmiany krajobrazu i rozwój osadnictwa w Wielkopolsce od XIV do XIX wieku.* Kasa im. J. Mianowskiego. Lwów 1932.
12. **Janicki G.:** *Toponimy dorzecza Gielczwi – zapis historii krajobrazu kulturowego.* PKKK, Nr 15, 75–90, Sosnowiec 2011.
13. **Kozierowski S.:** *Badania nazw topograficznych dzisiejszej Archidiecezji Gnieźnieńskiej.* T. 1–2. Drukarnia Dziennika Poznańskiego. Poznań 1914.
14. **Kozierowski S.:** *Badania nazw topograficznych dzisiejszej Archidiecezji Poznańskiej.* T. 1–2. Drukarnia Narodowa Winiewiczów, Poznań, 1916.
15. **Kozierowski S.:** *Szematyzm historyczny ustrojów parafialnych dzisiejszej Archidiecezji Gnieźnieńskiej.* Wyd. PTPN. Poznań 1935.
16. **Mrózek R.:** *Nazwy miejscowe dawnego Śląska Cieszyńskiego.* Wyd. Uniwersytetu Śląskiego. Katowice 1984.
17. **Pospiszyłowa A.:** *Toponimia południowej Warmii. Nazwy terenowe.* Wyd. Wyższej Szkoły Pedagogicznej w Olsztynie. 1990.
18. **Rospond S.:** *Klasyfikacja strukturalno-gramatyczna słowiańskich nazw geograficznych.* PWN. Wrocław 1957.
19. Rozporządzenie Ministra Administracji i Cyfryzacji z dn. 14 lutego 2012 w sprawie państwowego rejestru nazw geograficznych (Dz.U. 26.03 2012r.).
20. **Rutkiewicz M.:** *Nazwy terenowe i miejscowe w gminie Miedzichowo.* Wyd. WiS. Poznań 1997.
21. **Rutkiewicz M.:** *Toponimia środkowozachodniej części województwa wielkopolskiego.* Wyd. Poznańskie. 2002.
22. **Szulc H.:** *Morfogeneza osiedli wiejskich w Polsce.* Prace geograficzne nr 163, wyd. Continuo. Wrocław 1995.
23. **Szultka Z.:** *Piśmiennictwo polskie i kaszubskie Pomorza Zachodniego od XVI do XIX wieku.* PTPN. Poznań 1994.

24. **Taszycki W.:** *Onomastyka. Rozprawy i studia polonistyczne. Tom I.* Zakład Narodowy im. Ossolińskich. Wrocław-Kraków 1958.
25. **Taszycki W.:** *Słowińskie nazwy miejscowe (ustalenie podziału).* Prace Komisji Językowej PAU, Nr 29. Kraków 1946.
26. **Treder J.:** *Toponimia byłego powiatu puckiego.* Zakład Narodowy im. Ossolińskich. Gdańsk 1977.
27. *Urzędowe nazwy miejscowości i obiektów fizjograficznych.* Tom 88, 1972.
28. *Urzędowe nazwy miejscowości i obiektów fizjograficznych.* Tom 95, 1972.
29. *Urzędowe nazwy miejscowości i obiektów fizjograficznych.* Tom 103, 1972.
30. Ustawa z dnia 29 sierpnia 2003 o urzędowych nazwach miejscowości i obiektów fizjograficznych (Dz.U. 22.09. 2003 r.).
31. *Wielkopolskie nazwy polne zebrane zbiorowemi siłami wydane staraniem redakcji "Dziennika Poznańskiego".* Poznań 1901.
32. **Wolff A., Rzetelska-Feleszko E.:** *Mazowieckie nazwy terenowe do końca XV wieku.* PWN. Warszawa 1982.
33. **Zagórski Z.** [red nauk]: *Nazewnictwo geograficzne Poznania.* Wyd. UAM. Poznań 2008.

## **Land Maps from 19<sup>th</sup> Century as a Source of Names of Physiographical Objects (on the Example of the Selected Villages in Wielkopolska, Poland)**

### **Abstract**

Preservation of the landscape is connected with the resource protection of the rural environment and with the cultural legacy. Name local are one of elements of the cultural legacy. Name of object, can indicate place the object in the space. Names of settlement objects, physiographical objects and natural objects are collected and made available through the National Register of Place Names (Państwowy Rejestr Nazw Geograficznych – PRNG). PRGN is an official, referential database constituting the base for other systems of spatial information containing place names. In the literature there are many classifications of geographical names. In the article there is a division which is dividing toponyms to names of inhabited physiographical objects – oikonyms and to names of uninhabited physiographical objects – anoykonyms.

Article analyzed maps which have been made from the 19th century from the area of Wielkopolski as anoykonyms sources to the National Register of Place Names. At the work analyzed twenty-two maps, which have been made in scale 1:5000 from the National Archive in Poznań. The maps covered the area which was divided in two areas. The first area was the villages located near

the Września. The second area was the villages located in the strip Grodzisk Wielkopolski-Opalenica-Pniewy-Sieraków. In research anykononyms were divided in the following groups: 1. topographical relief (hillock, pit) 2. flowing water 3. water standing (pond, bog-mud, wetland) 4. other physiographic objects (field, meadow-pasture, forest). Analysis of maps showed, diversifying the amount of names of topographical objects on individual maps. The most of topographical names was on map of Gnin (21). Least of topographical names were on the maps of Nowa Wieś Królewska and Książno (1). On remaining maps the amount of names ranged from 4 to 8. Anykononyms were on 45% of the surveyed maps. From the analysis of maps were obtained in total 60 anykononyms. The division according to individual groups looks as follows:

1. topographical relief – 7 names (hillock – 1, pit – 6)
2. flowing water – 4 names
3. standing water – 12 names (pond – 2, bog-mud – 5, wetland – 5)
4. other physiographic objects – 37 names (field – 15, meadow-pasture – 17, forest – 5).

Places of appearing of names "topographical relief" of the area was compared with appropriate topographical maps and available maps on Geoportal. The control was aimed at checking whether the name is connected with the topography relief. (In all accidents the inspection confirmed speculations.) anykononyms fields, meadows, pastures and forests, which were obtained from the maps, can provide a basis for studies of landscape history and to inform land cover, land use, ownership structure or human activity.

Anykononyms acquired from maps were confirmed in descriptive sources. Collected names were Compared from with "Urzędowymi nazwami miejscowości i obiektów fizjograficznych" for the Wielkopolska given in years to 70 of the 20th century, with the National Register of Place Names available from Geoportal and with other descriptive materials. More than 30 percent anykononyms which were on maps were confirmed in descriptive materials (38% of them appeared in more than one descriptive materials). Names of physiographical objects should be get both from of maps and as well as descriptive materials. Maps are used for a spatial localization of objects. Descriptive materials are used for a verification of names from maps. The names of the physiographical objects before the entry to the registry (PRNG) should be subject to appropriate verification.

Research has shown that the maps from the nineteenth century are a valuable source anykononyms. Physiographic object names can be used to specify the changes and evolution of the environment.



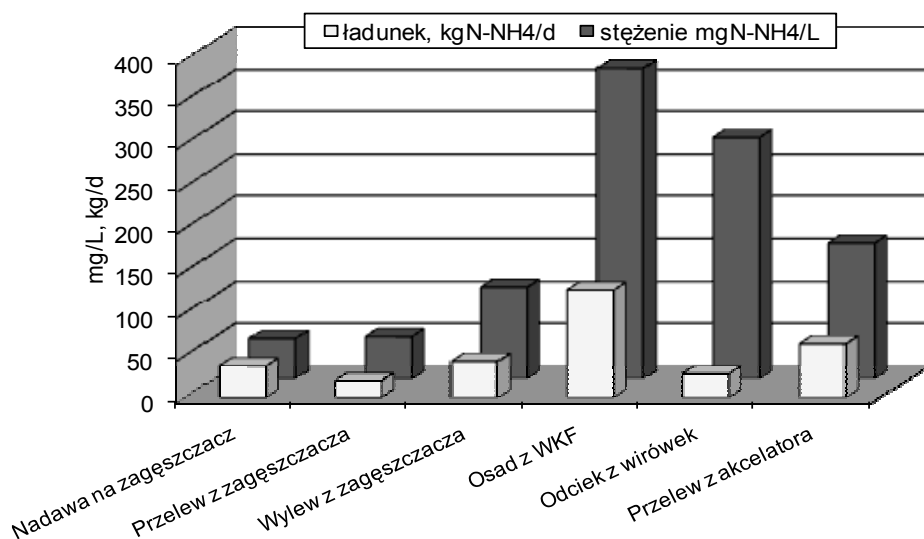
## Badania efektywności usuwania azotu amonowego na wybranych materiałach sorpcyjnych

*Krzysztof Piaskowski, Robert Nowak  
Politechnika Koszalińska,*

### 1. Wprowadzenie

Jednym z głównych zanieczyszczeń wód osadowych powstających podczas przeróbki osadów ściekowych w procesach beztlenowych jest azot amonowy. W zależności od temperatury oraz obciążenia komory fermentacyjnej, od 50 do 70% azotu ogólnego przechodzi z osadów do cieczy osadowej w postaci azotu amonowego, którego stężenie może kształtować się w szerokim zakresie. Badania przeprowadzone na kilkunastu oczyszczalniach w Polsce pozwoliły na określenie przykładowego zakresu wynoszącego od kilku do ponad 1500 kg N-NH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup>. Ilość azotu amonowego w cieczy osadowej zależy w dużej mierze od sposobu prowadzenia gospodarki osadowej, czyli zastosowanych procesów i urządzeń. Pomimo niewielkiego udziału ilościowego wód osadowych w strumieniu ścieków dopływających do oczyszczalni komunalnej (0,3–3%), ładunek azotu amonowego może stanowić od 1 do 50% ładunku dopływającego ze ściekami surowymi. Badania wykazują, że gdy ładunek zanieczyszczeń recyrkulowany z wodami osadowymi do oczyszczalni ścieków wynosił od 3 do 5% udziału, nie stwierdzano problemów w procesie oczyszczania. Powyżej 5% obserwowano zakłócenia sedymentacji w osadniku wstępnym oraz oczyszczania ścieków w komorze nityfikacji (gwałtowny przyrost ilości osadu nadmiernego, trudności w utrzymaniu wymaganego stężenia tlenu). Silnie stężone wody osadowe mogą powodować zaburzenia w pracy osadu czynnego, obniżenie wydajności jego natlenienia, pozorny przyrost osadu, skrócony wiek osadu, a przez to wzrost kosztów oczyszczania ścieków (np. zużycie energii na napowietrzenie) [3–5, 7–9].

W dużej części oczyszczalni ścieków komunalnych nie stosuje się pomiaru ilości, a tym bardziej analizy jakości wód osadowych wprowadzanych do obiegu oczyszczania ścieków. Przykładem takiej oczyszczalni ścieków jest oczyszczalnia „Jamno” w Koszalinie o przepustowości 24 000 m<sup>3</sup>/d (średnia z 2011r.) realizująca wysoko efektywne oczyszczanie ścieków w układzie mechaniczno-biologicznym wraz z pełną gospodarką osadową opartą na procesie fermentacji metanowej. Dobowa ilość wytworzonych osadów wynosi średnio 800 m<sup>3</sup> (osadu wstępnego i nadmiernego), które po wymieszaniu są zagęszczane grawitacyjnie, a następnie podlegają procesowi fermentacji w otwartej komorze WKF<sub>0</sub>. Powstające wody osadowe z zagęszczaczy oraz wirówek zanim zostaną cyklicznie skierowane do oczyszczalni ścieków (w ilości 400 m<sup>3</sup>/d), są jeszcze podczyszczane w reaktorze chemicznym (akceleratorze).

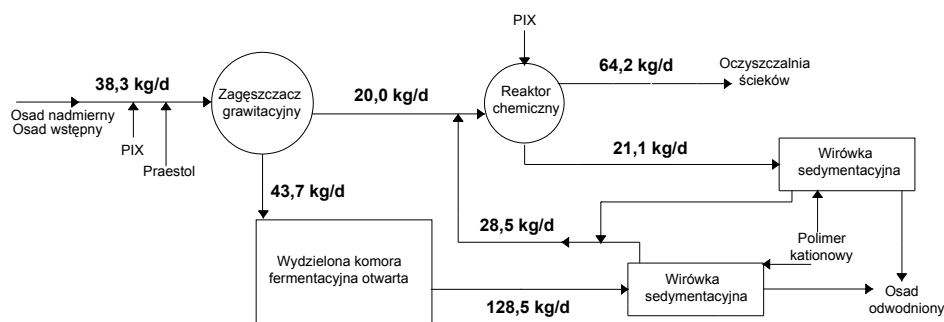


**Rys. 1.** Średnie wartości stężenia oraz ładunku azotu amonowego w wybranych punktach części osadowej oczyszczalni ścieków

**Fig. 1.** Mean values of ammonia nitrogen concentration and load in the selected point of sludge treatment plant

Analizy zawartości azotu amonowego w wodach osadowych generowanego w poszczególnych punktach przeróbki osadów ściekowych (rys. 1) wykazały jego największe średnie stężenie 367 mg N/L w cieczy

osadu pobranego bezpośrednio po procesie fermentacji (zakres od 318,87 do 428,50 mg N/L), będące wynikiem beztlenowego rozkładu substancji organicznej, azotu organicznego i procesu amonifikacji oraz w odciekach z wirówki (285 mg N/L). Rozkład ładunku azotu amonowego w poszczególnych urządzeniach przedstawiono na rys. 2. Wielkość średniego ładunku azotu amonowego w cieczy osadowej recyrkulowanej do głównego systemu oczyszczania ścieków wyniosła 64,2 kg N/d (przelew z akcelatora) i stanowiła ona 5% średniego ładunku N-NH<sub>4</sub> mierzonego w dopływających ściekach, przy udziale objętościowym rzędu 1,4% całkowitej ilości ścieków surowych.



**Rys. 2.** Schemat bilansu ilościowego ładunku azotu amonowego w wodach osadowych koszalińskiej oczyszczalni ścieków „Jamno”

**Fig. 2.** Diagram of the quantitative balance of ammonium nitrogen load in sludge liquors of the wastewater treatment plant "Jamno"

Usuwanie azotu amonowego (obok powszechnie stosowanych procesów biologicznych) może być w pewnym zakresie realizowane również w procesach fizykochemicznych, takich jak: strącanie chemiczne (struwit), odpędzanie amoniaku powietrzem oraz parą oraz sorpcja i wymiana jonowa, bazująca na syntetycznych żywicach jonowymiennych, jak również materiałach naturalnych oraz modyfikowanych. Charakterystyka właściwości elektrokinetycznych ich powierzchni stanowi jeden z istotniejszych elementów opisu i oceny mechanizmu adsorpcji. W większości procesów fizykochemicznych podwójna warstwa elektryczna cząstek, powstająca na granicy faz roztwór – ciało stałe determinuje kierunek ich przebiegu. Jej budowa jest ściśle powiązana z potencjałem powierzchniowym cząstki oraz składem otaczającego roztworu.

Wielkością, która pośrednio charakteryzuje budowę podwójnej warstwy elektrycznej, a zarazem wskazuje na potencjalne właściwości powierzchniowe struktury cząstek stałych jest potencjał elektrokinetyczny  $\zeta$  [1, 2, 6]. W prezentowanych badaniach autorzy wykazali wpływ tego parametru na efektywność usuwania azotu amonowego przy zastosowaniu różnorodnych materiałów sorpcyjnych.

## 2. Metodyka badań

Przeprowadzone badania obejmowały analizę wartości potencjału elektrokinetycznego  $\zeta$  wybranych materiałów sorpcyjnych oraz jego przydatność do określenia skuteczności usuwania jonów amonowych z roztworu modelowego oraz rzeczywistych odcieków z procesu fermentacji osadu. Jako sorbenty wykorzystano materiały zarówno naturalne, jak i modyfikowane oraz odpadowe w formie pylistej:

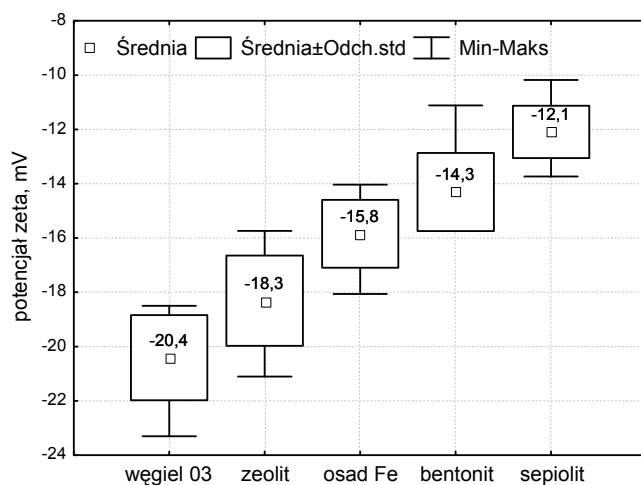
- **węgiel aktywny O-3** (sorbent węglowy, aktywowany termicznie, o powierzchni właściwej do 2000 m<sup>2</sup>/g – stosowany do usuwania metali ciężkich, zw. refrakcyjnych, organicznych oraz dechloracji wody),
- **węgierski zeolit naturalny** (glinokrzemian pierwiastków alkalicznych i pierwiastków ziem alkalicznych, charakteryzujący się specyficzną strukturą szkieletową, o ogólnym wzorze:  $(K_2O)_3[(Al_2O_3)_3(SiO_2)_{30}] \cdot 24H_2O$ , z czego SiO<sub>2</sub> – 69,5 %),
- **bentonit** (osadowa skała ilasta, powstała w wyniku wietrzenia tufów wulkanicznych w środowisku alkalicznym i silnie zasolonym. Głównym składnikiem bentonitu jest montmorylonit:  $Al_2[(OH)_2Si_4O_{10}] \cdot nH_2O$ , uwodniony hydrokrzemian glinu),
- **turecki sepiolit** (uwodniony krzemian magnezu, zaliczany do minerałów ilastych o wzorze  $Mg_4[Si_6O_{15}(OH)_2] \cdot 6H_2O$ , potocznie zwany pianką morską – wykorzystywany m.in. jako zamiennik azbestu),
- **osady żelazowe** (osad uzyskany z wód popłucznych powstających podczas uzdatniania wody podziemnej, głównie w postaci wodorotlenku żelaza (III)).

Analizę potencjału elektrokinetycznego materiałów prowadzono dla zawiesiny o stałym stężeniu i pH = 7, na zetametrze ZetaPals firmy Brookhaven. Badania (jar-test) usuwania azotu amonowego przeprowadzono w kolbach stożkowych o pojemności 300 ml, do których rozlewa-

no 200 mL roztworu  $\text{NH}_4\text{Cl}$  lub ciecz osadową z komory fermentacyjnej, dodawano naważkę sorbentu w ilości od 1–10 g/L, a następnie mieszano w temperaturze pokojowej na wytrząsarce przez 24 godziny (czas określony badaniami kinetyki procesu). Próbki odwirowywano przez 5 min przy prędkości obrotowej 10 000 obr/min., a następnie w sklarowanej cieczy oznaczano stężenie jonów amonowych metodą Nesslera.

### 3. Opis i analiza wyników badań

Badane materiały charakteryzowały się różnymi (ujemnymi) wartościami potencjału elektrokinetycznego, co z jednej strony wskazuje na ich powinowactwo do kationów oraz cząsteczek elektrododatnich, ale z drugiej na potencjalnie różny stopień adsorpcji kationów amonowych. Uszeregowanie zastosowanych materiałów w zależności od wartości potencjału  $\zeta$  (rys. 3) klasyfikuje węgiel aktywny jako materiał o najbardziej ujemnym ładunku, równym wartości  $\zeta = -20,4$  mV. Najwyższą wartość potencjału uzyskano dla sepiolitu,  $\zeta = -12,1$  mV.



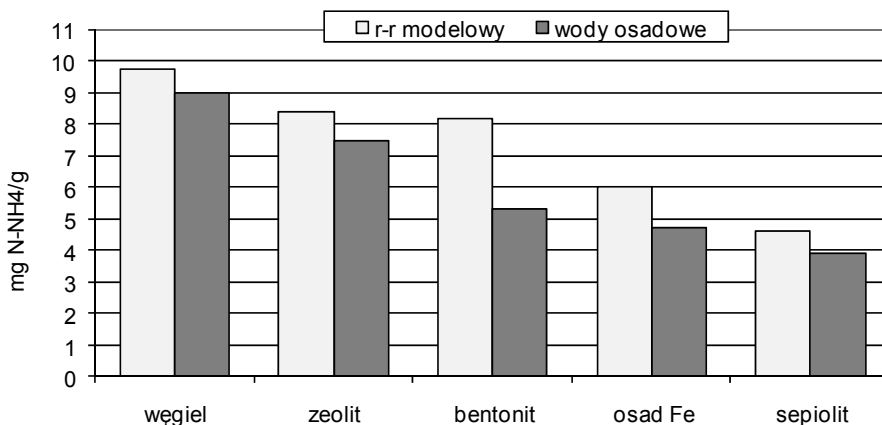
**Rys. 3.** Wartość potencjału elektrokinetycznego  $\zeta$  zastosowanych sorbentów

**Fig. 3.** The value of the electrokinetic potential  $\zeta$  of materials used in research

Uzyskane uszeregowanie zweryfikowano pod kątem usuwania jonów amonowych z roztworu chlorku amonowego oraz rzeczywistych wód osadowych, określając skuteczność sorpcji ilością jonów  $\text{NH}_4$  usu-



niętych przez gram sorbentu. Wyniki wykazały wyraźną zależność wielkości usunięcia azotu amonowego od wielkości wartości potencjału elektrokinetycznego (rys. 4). Sorbenty o najbardziej ujemnej wartości potencjału  $\zeta$  oraz największej efektywności usuwania jonów amonowych (węgiel, zeolit) charakteryzowały się również budową szkieletową, z którą się wiąże większa ilość miejsc aktywnych, adsorbujących kationy i dipole wodne, wymieniane z kolei na jony amonowe.

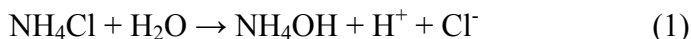


**Rys. 4.** Efektywność usuwania jonów amonowych z roztworu chlorku amonowego oraz wód osadowych. Stężenie początkowe jonów amonowych: 300 mg N-NH<sub>4</sub>/L

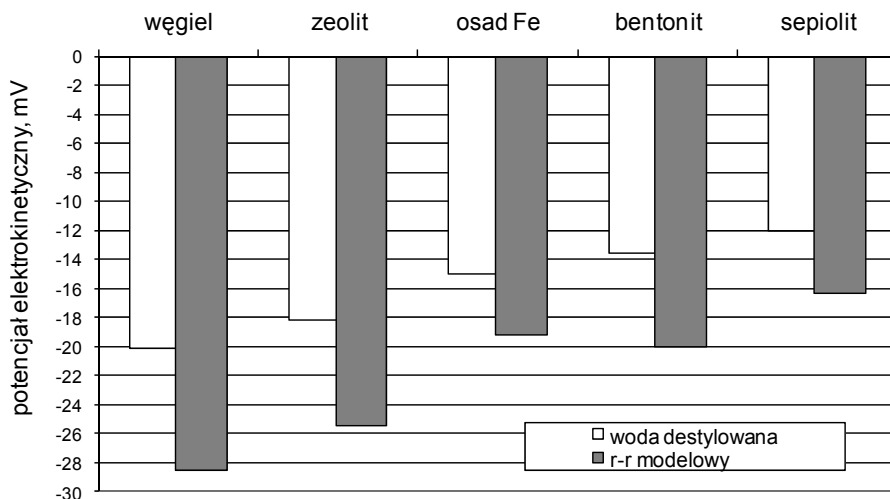
**Fig. 4.** Removal efficiency of ammonium ions from a model solution and sludge liquors. Initial concentration of ammonium ions: 300 mg N-NH<sub>4</sub>/L

Jedyna rozbieżność w ustalonym uszeregowaniu pojawiła się w przypadku bentonitu oraz osadu żelazowego. Zamiana ta mogła wynikać z wpływu samego roztworu NH<sub>4</sub>Cl na wartość potencjału elektrokinetycznego sorbentów. Wartość potencjału  $\zeta$  sorbentów zmniejszała się w stosunku do wartości uzyskanych w warunkach, kiedy roztworem otaczającym była woda destylowana (rys. 5).

Bentonit w nieznacznym stopniu miał wyższą wartość potencjału  $\zeta$  od osadu żelazowego, co mogło być powodem zamiany kolejności w szeregu usuwania jonów amonowych. Wzrost wartości potencjału elektrokinetycznego mógł być wynikiem hydrolizy chlorku amonu, zgodnie z reakcją:



W jej wyniku nastąpił wzrost ilości jonów wodorowych (ze wzrostem stężenia roztworu zmniejszyła się pH), które wypierały kationy wielowartościowe z powierzchni struktury materiału, tym samym zmniejszając kompensację ujemnego ładunku powierzchniowego cząstki. Zgodnie z teorią, w której każdy jon oddaje powierzchni jeden wolny ładunek, następuje zmniejszenie kompensacji ładunku powierzchniowego który będzie kompensowany przez jony będące w warstwie dyfuzyjnej. Tym samym możliwy jest wzrost wartości potencjału elektrokinetycznego, ponieważ jego wartość jest wprost proporcjonalna do wielkości ładunku powierzchniowego i bezwzględnej wartościowości jonów zaadsorbowanych w warstwie Sterna [2]. Analizy wykonane dla zeolitu wykazały, że zwiększając stężenie roztworu  $\text{NH}_4\text{Cl}$  w zakresie od 0 do 450 mg N- $\text{NH}_4/\text{L}$ , obserwowany jest spadek wartości  $\zeta$  od -18 do -36 mV.



**Rys. 5.** Wpływ zastosowanego roztworu (woda destylowana i roztwór modelowy) na zmiany potencjału elektrokinetycznego sorbentów. Stężenie roztworu modelowego: 300 mg N- $\text{NH}_4/\text{L}$ , czas mieszania = 3 godz.

**Fig. 5.** Effect of solution used (distilled water and model solution) on the electrokinetic potential changes of sorbents. The concentration of the model solution: 300 mg N- $\text{NH}_4/\text{L}$ , mixing time = 3 h

## 4. Wnioski

Przeprowadzone badania pozwalają na sformułowanie następujących wniosków:

- znajomość wartości potencjału elektrokinetycznego powierzchni materiałów sorpcyjnych jest istotna w określaniu ich przydatności w procesach fizykochemicznych. Pełna ocena wymaga jednak określenia również innych właściwości sorbentów, takich jak: struktura chemiczna i fizyczna, porowatość czy też wielkość powierzchni właściwej, decydujących o ich pojemności sorpcyjnej,
- w przeprowadzonych badaniach zaobserwowano, że efektywność usuwania jonu amonowego rosła wraz ze spadkiem ujemnej wartości potencjału elektrokinetycznego  $\zeta$  na powierzchni materiału sorpcyjnego,
- spośród przebadanych materiałów sorpcyjnych najwyższą jednostkową efektywność usuwania jonów amonowego (10 mg N-NH<sub>4</sub>/g sorbentu) uzyskano w przypadku węgla aktywnego, który charakteryzował się najniższą wartością potencjału elektrokinetycznego ( $\zeta = -20,41$  mV).

## Literatura

1. **Alkan M., Karadaş M., Doğan M., Demirbaş Ö.:** *Zeta potentials of per-lite samples in various electrolyte and surfactant media.* Colloids and Surfaces, A: Physiochem. and Eng. Asp., No 1–3, vol. 259, 155–166 (2005).
2. **Anielak A.M.:** *Examples of the application of electrokinetic potential in environmental engineering.* Environmental Engineering Studies, 215–224 (2003).
3. **Boruszko D., Wierzbicki T.L.:** *Charakterystyka wód nadosadowych powstających na oczyszczalni ścieków oraz ich wpływ na pracę oczyszczalni i środowisko.* Częstochowa. 1997.
4. **Boruszko D.:** *Wpływ przeróbki osadów ściekowych na obieg związków biogennych i efektywność ich usuwania w wybranych oczyszczalniach ścieków.* Monografie KIS PAN, vol. 30, 673–687 (2005).
5. **Constantine T., Shea T., Johnson B.:** *Newer approaches for treating return liquors from anaerobic digestion.* IWA Specialized Conference “Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes and Recycle Streams”, Kraków. 2005.

6. **Ersoy B., Çelik M.S.:** *Electrokinetic properties of clinoptilolite with mono- and multivalent electrolytes*. Microporous and Mesoporous Materials, No 3, vol. 55, 305–312 (2002).
7. **Fux C., Boehler M., Huber P., Brunner I., Siegrist H.:** *Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant*. Journal of Biotechnology 99, 295–306 (2002).
8. **Janosz-Rajczyk M.:** *Biologiczne metody usuwania azotu z wybranych wód odpadowych*. Monografie nr 102, Politechnika Częstochowska. 2004.
9. **Ryzińska J.:** *Wydzielone usuwanie azotu z wód osadowych*. Forum Eksploatatora 4(25)/2006.

## **Study on Ammonia Nitrogen Removal Efficiency on Selected Sorbents**

### **Abstract**

In this paper the authors present the impact study on the electrokinetic potential of ammonium nitrogen removal capabilities using various sorption materials. The study included an analysis of the electrokinetic potential  $\zeta$  of the selected sorbents and their suitability to determine the removal efficiency of ammonium ions from the model solution and a liquid sludge from the sludge digestion process. Used materials were both natural and modified in the form of dust: activated carbon, natural zeolite, bentonite, sepiolite and ferric sludge from water treatment. Tested materials had a negative electrokinetic potential. The lowest potential of activated carbon had a value of  $\zeta = -20.4$  mV and the highest value  $\zeta = -12.1$  mV obtained for sepiolite. The results showed a clear dependence of ammonia nitrogen removal on the value of the electrokinetic potential. Sorbents with the most negative  $\zeta$  potential values had a highest removal efficiency of ammonium ions (carbon, zeolite). The maximum value of the individual removal of ammonium ions was 10 mg N-NH<sub>4</sub>/g of activated carbon, which is characterized by the most negative value of the electrokinetic potential  $\zeta$ . The results from this study suggest that, the usefulness of knowledge of the electrokinetic potential, as one of the key parameters of evaluating the physicochemical properties of sorbents.



## **Wyznaczenie wielkości opadu efektywnego i przepływów maksymalnych w małych zlewniach niezurbanizowanych**

*Jolanta Kanclerz, Sadzide Murat-Błażejewska, Agnieszka Wolak  
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

### **1. Wstęp**

Dyrektywa 2007/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dn. 23 października 2007 r. w sprawie oceny ryzyka powodziowego i zarządzania nim obliguje państwa członkowskie do sporządzenia map zagrożenia i map ryzyka powodziowego do grudnia 2013 r. Choć działania te mają być podjęte w ramach wspólnotowej polityki wodnej, kwestie te mają również wpływ na takie sfery jak polityka rolna, ochrona środowiska, planowanie przestrzenne, obrona cywilna i transport. Opracowanie map zagrożenia powodziowego wymaga wyznaczenia wielkości wezbrań powodziowych. Według „Metodyki obliczania przepływów i opadów maksymalnych o określonym prawdopodobieństwie przewyższenia dla zlewni kontrolowanych i niekontrolowanych” opracowanej przez Stowarzyszenie Hydrologów Polskich na zlecenie Krajowego Zarządu Gospodarki Wodnej do obliczenia przepływów maksymalnych rocznych o określonym prawdopodobieństwie przewyższenia w małych (do 50 km<sup>2</sup>) zlewniach niezurbanizowanych należy stosować formułę opadową, zaś w zlewniach zurbanizowanych należy stosować metodę symulacyjną lub model opad-odpływ ([http://www.kzgw.gov.pl/files/file/Wiadomosci/Metodyki\\_MZP\\_KH\\_.pdf](http://www.kzgw.gov.pl/files/file/Wiadomosci/Metodyki_MZP_KH_.pdf)).

W niniejszej pracy przedstawiono zastosowanie modelu hydrologicznego Hydrologic Engineering Center - Hydrologic Modeling System (HEC-HMS) do obliczenia wielkości opadu efektywnego i przepływów maksymalnych w małej niezurbanizowanej zlewni cieką Dębina o powierzchni 47,28 km<sup>2</sup>.

## **2. Funkcjonowanie modelu HEC-HMS**

HEC-HMS to system symulacji procesów hydrologicznych zachodzących w zlewni na zasadzie modelu opad-odpływ oraz odpływu rozgałęzioną siecią rzeczna, zarówno naturalnego jak i przekształconego [4]. System umożliwia dobór metod modelowania spośród kilku różniących się stopniem złożoności, a tym samym liczbą wymaganych parametrów i dokładnością oszacowania wyników. HEC-HMS składa się z następujących komponentów:

- opisu opadu – pozwala ona na wprowadzenie wejściowych danych meteorologicznych zarówno w formie serii obserwacji jak i w postaci opadów o określonym prawdopodobieństwie wystąpienia lub szacowanych wartości maksymalnych.
- modeli do szacowania opadu efektywnego (runoff-volume models). Dostępne są cztery modele służące do określania opadu efektywnego podczas poszczególnych zdarzeń opadowych: metoda stałego współczynnika strat, metoda Greena i Ampta, metoda stałego współczynnika strat z deficytem początkowym oraz metoda SCS-CN. W metodach tych zakłada się warunki początkowe występujące w zlewni. Piąta metoda – model SMA (Soil-Moisture Accounting) jest modelem ciągłym wymagającym określenia parametrów poprzez kalibrację.
- modeli odpływu bezpośredniego – służących do wyznaczania hydrogramu odpływu ze zlewni elementarnej. Program pozwala na określenie hydrogramu jednostkowego użytkownika, zastosowanie hydrogramu Clark'a, Snyder'a, SCS UH, a także zmodyfikowanego hydrogramu Clark'a dla zlewni o parametrach rozłożonych lub conceptualnego modelu fali kinematycznej. Ten ostatni wymaga dysponowania pomierzonymi wartościami parametrów takich jak: pola powierzchni, długości drogi spływu wody, szerokości kanałów, spadki, współczynniki szorstkości. Model ten zalecany jest do stosowania w przypadku mniejszych zlewni (do 2,5 km<sup>2</sup>). Z kolei metoda SCS-UH stosowana może być w zlewniach charakteryzujących się prostym hydrogramem o pojedynczym szczycie.
- modeli przepływu gruntowego. Przepływ gruntowy można przyjąć jako stały w poszczególnych miesiącach lub wykorzystać jeden z dwóch modeli – model wykładniczy oraz model zbiornika liniowego współpracujący z modelem SMA obliczania opadu efektywnego.

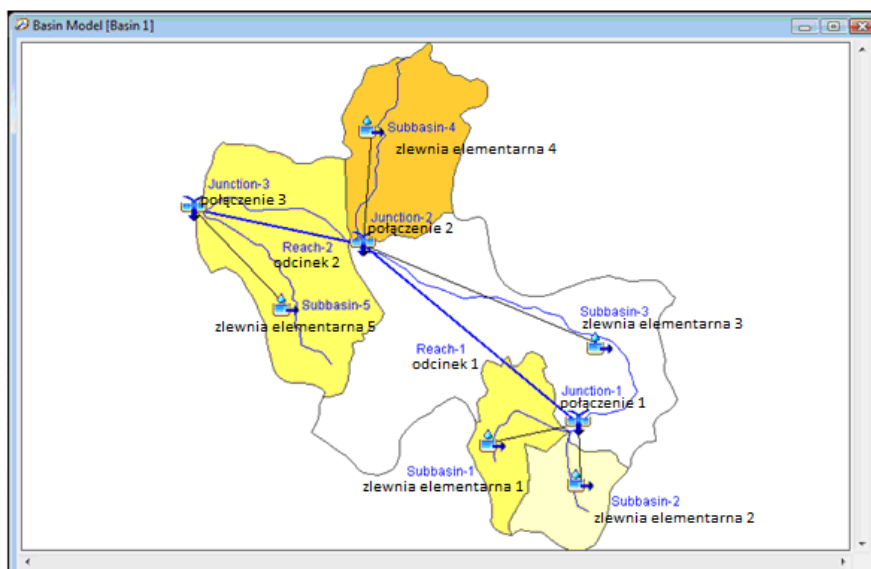
- modeli transformacji fali wezbraniowej – dostępnych jest pięć modeli przepływu w ciekach, w tym model Lag, który jest najprostszym rozwiązaniem uwzględniającym jedynie przesunięcie hydrogramu w czasie.

### 3. Zastosowanie modelu HEC-HMS

Zlewnia ciek Dębina położona jest na Pojezierzu Wielkopolskim (315.5) w mezoregionie Pojezierze Gnieźnieńskie (315.54) [5]. Ciek Dębina o długości 14,64 km jest ciekim V rzędu, który wpływa do Jeziora Kłęckiego około 17 km na północny-zachód od Gniezna w miejscowości Borzątew. Średnia wysokość zlewni to 110,4 m n.p.m. Spadek podłużny zlewni wynosi 1,17‰, a spadki poprzeczne wahają się w granicach od 1,0 do 17,7‰, średnio 7,7‰. Charakterystykę gleb opracowano na podstawie mapy glebowo-rolniczej w skali 1:100 000 (IUNG Puławy, 1981) oraz informacji uzyskanej w Nadleśnictwie Gniezno. Typy gleb zreinterpretowano w celu ich określenia wg najnowszej Systematyki Gleb Polski [6]. W zlewni ciek dominują gleby płowe wytworzone z materiałów morenowych (ok. 50%) oraz występujące pod lasami gleby rdzawe (ok. 23%). Pozostały obszar pokryty jest glebami hydrogenicznymi i semihydrogenicznymi. W strukturze użytkowania określonej na podstawie bazy danych Corine Land Cover dominują w 77% grunty orne, a ok. 20% stanowi pas terenów leśnych wraz z terenami zielonymi.

Analizowany obszar charakteryzuje się najniższymi w Polsce rocznymi sumami opadów. Pomiar w stacji opadowej w Kiszkanie, położonej ok. 15 km od profilu Borzątew zamykającego badaną zlewnię wskazują, że średnia roczna suma opadów z wielolecia 2005–2009 wynosiła 516 mm. Wysokość maksymalnych dobowych sum opadów obliczono wykorzystując formułę opadową opracowaną przez Bogdanowicz i Stachy [2]. Obliczone opady o czasie trwania 2 h i prawdopodobieństwie przewyższenia 1% i 10% wynoszące odpowiednio 55,9 mm i 39,4 mm, stanowiły dane wejściowe do obliczeń opadu efektywnego. Z uwagi na niewielką powierzchnię zlewni przyjęto opad jednolicie rozłożony na jej powierzchni.

Wezbrania opadowe rzeki Dębina w profilu Borzątew wywołane deszczem o prawdopodobieństwie przewyższenia 1% i 10% wyznaczono przy użyciu programu HEC-HMS 3,5. W tym celu zlewnię ciek Dębina podzielono na pięć zlewni elementarnych (Rys. 1).



**Rys. 1.** Podział zlewni ciek Dębina na zlewnie elementarne

**Fig. 1.** Subbasins of the Dębina stream catchment

Dla każdej zlewni elementarnej obliczono średnią ważoną wartość parametru CN, czas opóźnienia oraz niezbędne parametry (Tab. 1) dla określenia opadu efektywnego czterema metodami:

- metodą SCS-CN [1], gdzie opad efektywny oblicza się wzorem:

$$P_{ej} = \begin{cases} 0, & P_j - 0,2S \leq 0 \\ \frac{(P_j - 0,2S)^2}{P_j + 0,8S}, & P_j - 0,2S > 0 \end{cases} \quad (1)$$

w którym:

$P_j$  – opad w czasie od  $t_0$  do  $t_j$  [mm],

$P_{ej}$  – opad efektywny w czasie od  $t_0$  do  $t_j$  [mm],

$S$  – maksymalna potencjalna retencja:

$$S = 25,4 \left( \frac{1000}{CN} - 10 \right) \quad (2)$$

w którym:

CN – parametr metody (parametr jednolitej pod względem użytkowania terenu i rodzaju gleb części zlewni).



- metodą Greena i Ampta, która jest modelem infiltracji opadu w obrębie zlewni, będącym w istocie uproszczeniem pełnego równania Richardsa dla nieustalonego przepływu wody w glebie [4]. Opad efektywny obliczany jest jako różnica opadu całkowitego (dane wejściowe) i straty wyznaczonej ze wzoru:

$$f_t = K \left[ \frac{1 + (\phi - \theta_i) S_f}{F_t} \right] \quad (3)$$

w którym:

$f_t$  – strata w czasie  $t$ ,

$K$  – współczynnik filtracji,

$\phi$  – zawartość wody w glebie nasyconej,

$\Theta_i$  – początkowa zawartość wody w glebie,

$S_f$  – front zwilżania,

$F_t$  – ilość wody zretencjonowanej do czasu  $t$ .

- metodą stałego współczynnika strat (Initial and constant rate), która jest prosta i właściwa dla zlewni, dla których brakuje szczegółowych informacji na temat gleb [7]. Wymaga ona określenia straty początkowej, czyli ilość opadu, która zostanie zretencjonowana w zlewni zanim się zacznie odpływ powierzchniowy. Drugim parametrem jest stały współczynnik opisujący szybkość infiltracji, która wystąpi po tym, jak wartość straty początkowej zostanie przekroczona.
- metodą stałego współczynnika strat z deficytem początkowym (Deficit and constant rate) – wykorzystuje ona pojedynczą warstwę gleby do oszacowania ciągłych zmian zawartości wilgoci [7].

W przypadku metod stałego współczynnika strat oraz Greena i Ampta przyjęto wartości parametrów określające warunki początkowe panujące w zlewni odpowiadające zawartości wody w glebie na poziomie połowej pojemności wodnej. Dla określenia współczynnika strat posłużono się współczynnikiem filtracji, który dla poszczególnych rodzajów gleb przyjęto na podstawie wartości określonych przez Rawlsa [4]. Podobnie wyznaczono wartości porowatości gruntów i frontu zwilżania.

Wartości parametrów deficytu początkowego i straty początkowej dla przyjętego poziomu retencji przy połowej pojemności wodnej określono na podstawie krzywych pF sporządzonych dla gleb zlewni.

**Tabela 1.** Parametry zlewni elementarnych do obliczeń opadu efektywnego czterema metodami zaimplementowanych w modelu HEC-HMS

**Table 1.** Subbasins parametrs for efective rainfall calculation using four methods included in HEC-HMS model

<b>Parametr</b>	<b>Zlewnia elementarna</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
Powierzchnia [ha]		391,12	341,99	2055,98	781,34	1157,31
Obszary nieprzepuszczalne [%]		0	0	0,54	1,02	1,78
<b>SCS CN</b>						
CN (poziom wilgotności II)		74,5	73,0	69,9	71,5	66,4
<b>Metoda stałego współczynnika strat</b>						
Strata początkowa [mm]		15,0	14,9	16,4	14,9	16,5
Współczynnik strat [mm/h]		76,1	61,1	131,0	91,9	129,3
<b>Metoda Greena i Ampta</b>						
Porowatość gleby [ $\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ ]		0,440	0,437	0,437	0,437	0,437
Strata początkowa [ $\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ ]		0,170	0,167	0,167	0,167	0,167
Współczynnik filtracji [mm/h]		76,1	61,1	131,0	91,9	129,3
Front zwilżania [mm]		151,5	142,0	125,9	135,4	126,4
<b>Metoda deficytu początkowego i stałego współczynnika strat</b>						
Współczynnik filtracji [mm/h]		76,1	61,1	131,0	91,9	129,3
Maksymalna potencjalna retencja [mm]		210,0	208,5	208,6	208,6	208,6
Deficyt początkowy [mm]		125,0	125,0	125,0	125,0	125,0

Wysokość strat początkowych w metodzie stałego współczynnika strat określono na podstawie parametrów zestawionych w instrukcji Flood-Runoff Analysis opracowanej przez Korpus Inżynierów Armii Stanów Zjednoczonych [9].

Wartości opadu efektywnego obliczonego metodą SCS CN były najwyższe i dla opadu  $P_{1\%} = 55,9$  mm wyniosły – 8,6 mm, a dla  $P_{10\%} = 39,4$  mm – 2,8 mm. Zaś obliczone pozostałymi metodami (Greena i Ampta, deficytu początkowego i stałego współczynnika strat) były znacznie niższe i wynosiły średnio dla  $P_{1\%} - 0,47$  mm i  $P_{10\%} - 0,33$  mm.

Następnie w każdej zlewni elementarnej zastosowano model transformacji Snyder'a opadu w odpływ [9], który zakłada że szczyt fali wezbraniowej zależy jest od powierzchni zlewni, interwału czasowego i parametru krzywej według równania:

$$\frac{U_p}{A} = C \frac{C_p}{t_p} \quad (4)$$

w którym:

$U_p$  – szczyt hydrogramu,

$A$  – powierzchnia zlewni,

$C$  – stały współczynnik równy 2,75,

$C_p$  – parametr krzywej,

$t_p$  – czas opóźnienia odpływu.

Parametr krzywej  $C_p$  decyduje o kształcie krzywej hydrogramu. Jego wartość waha się w przedziale 0,4–0,8. Czas opóźnienia odpływu  $t_p$  zależy od właściwości zlewni i związany jest z czasem spływu wód opadowych do rozpatrywanego profilu. Na ogół szacowany jest jako 50–75% czasu koncentracji.

Do ustalenia transformacji fali wezbraniowej na poszczególnych odcinkach koryta rzeki zastosowano model opóźnienia odpływu (Lag Model). Jako czas opóźnienia przepływu założono czas koncentracji [3] obliczony ze wzoru:

$$T_c = 0,01947 \frac{L_c^{1,155}}{H_c^{0,385}} \quad (5)$$

w którym:

$L_c$  – długość ciek [m],

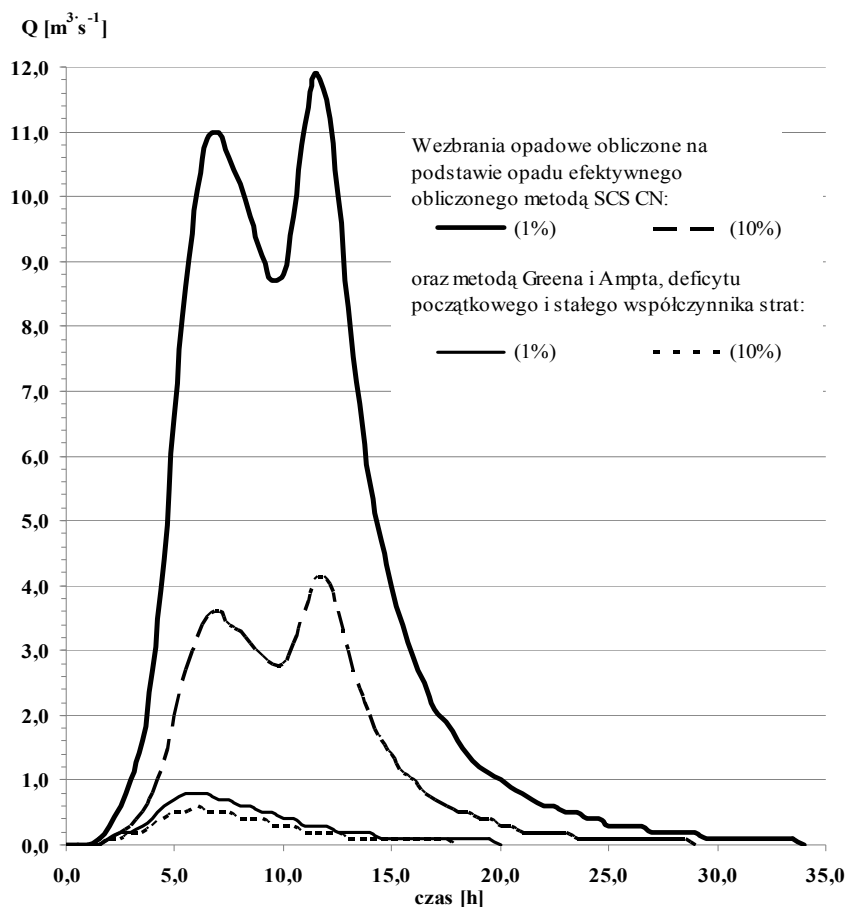
$H_c$  – różnica wysokości na długości ciek [m].

Czas koncentracji dla pierwszego odcinka wyniósł 372 min, a dla drugiego 144 min. Czasy opóźnienia odpływu, przyjęto jako 75% czasu koncentracji [4].

Przepływy maksymalne wezbrań opadowych w profilu Borzątew obliczone na podstawie opadu efektywnego obliczonego metodą SCS CN wynosiły  $Q_{1\%} = 11,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  i  $Q_{10\%} = 4,1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (Rys. 2). Wielkości te były znacznie wyższe od wielkości przepływów maksymalnych obliczonych pozostałymi metodami (Greena i Ampta, deficytu początkowego i stałego współczynnika strat) i wzorami empirycznymi.

Nateżenie przepływów maksymalnych obliczonych na podstawie opadu efektywnego uzyskanego z trzech pozostałych metod wynosiło  $Q_{1\%} = 0,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  i  $Q_{10\%} = 0,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Natomiast wielkości przepływów maksy-

malnych rocznych o prawdopodobieństwie przewyższenia 1% i 10% obliczone dwoma wzorami empirycznymi (Stachy i Fal oraz Dębskiego i Stachy) były zbliżone i wynosiły  $Q_{1\%} = 6,6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  i  $Q_{10\%} = 3,8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .



**Rys. 2.** Obliczone hydrogramy wezbrań opadowych ciek Dębina w profilu Borzątew

**Fig. 2.** Calculated rainfall hydrograms in Borzątew cross-section in Dębina stream catchment

## 4. Podsumowanie

Zastosowanie modelu hydrologicznego HEC-HMS do obliczenia opadu efektywnego i przepływów maksymalnych wezbrań opadowych w małych zlewniach niezurbanizowanych wykazało dużą rozbieżność wyników. W zlewni ciek Dębina wielkość opadu efektywnego obliczonego metodą SCS CN wynosiła  $P_{1\%} = 8,6$  mm i  $P_{10\%} = 2,8$  mm, a pozostałymi metodami (Greena i Ampta, deficytu początkowego i stałego współczynnika strat) –  $P_{1\%} = 0,47$  mm i  $P_{10\%} = 0,33$  mm. Przy takich opadach efektywnych przepływy maksymalne wezbrań opadowych o prawdopodobieństwie przewyższenia 1% i 10% wynosiły odpowiednio  $11,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  i  $4,1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , a pozostałymi metodami  $Q_{1\%} = 0,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  i  $Q_{10\%} = 0,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

Nateżenia przepływów maksymalnych rocznych o prawdopodobieństwie przewyższenia 1% i 10% obliczone wzorami empirycznymi (Stachy i Fal oraz Dębskiego i Stachy) dla zlewni ciek Dębina wynosiły  $Q_{1\%} = 6,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  i  $Q_{10\%} = 3,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

Uzyskane z modelu hydrologicznego przepływy maksymalne wezbrań opadowych były znacznie wyższe (przy obliczaniu opadu efektywnego metodą SCS CN) lub znacznie niższe (przy obliczaniu opadu efektywnego pozostałymi metodami) od maksymalnych rocznych.

Dobór metod obliczania opadu efektywnego jako składowej modelu hydrologicznym opad – odpływ w zlewni niezurbanizowanej ma istotny wpływ na wynik obliczeń przepływów maksymalnych wezbrań opadowych. Zastosowanie metody SCS CN do obliczania opadu efektywnego może więc skutkować przeszacowaniem wielkości przepływów maksymalnych, a zastosowanie pozostałych metod ich niedoszacowaniem.

## Literatura

1. **Banasik K.:** *Wyznaczanie wezbrań powodziowych w małych zlewniach zurbanizowanych*. Wydawnictwo SGGW, 40. Warszawa 2009.
2. **Bogdanowicz E. i Stachy J.:** *Maksymalne opady deszczu w Polsce, charakterystyki projektowe*. Mat. Bad. IMGW 23 seria Hydrologia i Oceanologia 85, 1998.
3. **Ciepielowski A., Dąbkowski S.:** *Metody obliczeń przepływów maksymalnych w małych zlewniach rzecznych (z przykładami)*. Oficyna Wydawnicza ProjprzemEKO, 311. Bydgoszcz 2006.

4. **Feldman A.D. (red.):** *Hydrologic Modeling System HEC-HMS Technical Reference Manual*, USACE, Hydrologic Engineering Center, Davis, 155, 2000.
5. **Kondracki J.:** *Geografia regionalna Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN, 468. Warszawa 2009.
6. **Mocek A., Drzymala S.:** *Geneza, analiza i klasyfikacja gleb*. Wydawnictwo UP w Poznaniu, 418. Poznań 2010.
7. **Scharffenberg W.A., Fleming M.J.:** *Hydrologic Modeling System HEC-HMS User's Manual*, USACE, Hydrologic Engineering Center, Davis, 278, 2006.
8. Ramowa Dyrektywa Wodna 2000/60/WE z dnia 23 października 2000 r.
9. **USACE:** *Flood-runoff analysis, EM 1110-2-1417*. Office of Chief of Engineers, Washington, DC, 1994.

## **Determination of Effective Rainfall and Maximum Flows in Small Non-urban Catchments**

### **Abstract**

This paper presents application of HEC-HMS model that was used to calculate a peak flow for a small, non-urban catchment. The Debina catchment with 47.8 km<sup>2</sup> area is located in a central part of Gnieźnieńskie Lakeland region. In this area Luvisol made from moraine materials (50%) and Brunic Arenosol (23%) under forest predominates. The rest of the catchment is covered by Histic Gleysol and Histosol. Obtained data from Corine Land Cover was used to quantify landuse structure in the studied catchment. The results showed that 77% of area is used as an arable land and around 20% as a belt of woodland with greens.

Calculations of the effective rainfall were performed using four methods: SCS curve number (CN), Green and Ampt, initial and constant and deficit and constant method. The scale of the effective rainfall calculated by these four methods implemented in HEC-HMS hydrologic model showed a large divergence.

Significant differences of the effective rainfall values translate into discharges values which are calculated on their basis. The peak flow of probability of exceedance of 10% in the Debina stream may have values which oscillate between 4.1 m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup> and 0.6 m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup> depending on the effective rainfall determination method. In case of 1% rainfall, peak discharges oscillate between 11.9 m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup> and 0.8 m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup>. Flows calculated using SCS CN method are comparable to the values of maximum flow calculated using empirical formulas (Stachy and Fal and Debski and Stachy) which amount  $Q_{1\%} = 6.6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  and  $Q_{10\%} = 3.8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

Calculations of the peak flows in the Debina catchment indicate that the selection of methods that determine effective rainfall as a component of rainfall-runoff model has a significant influence on the maximum flow values.



## **Analiza numeryczna wydajności cieplnej konwekcyjnego wymiennika ciepła obudowanego poziomymi płytami**

*Magdalena Orłowska, Marian Czapp  
Politechnika Koszalińska*

### **1. Wstęp**

Współczesne wnętrza domów, restauracji, biur i innych pomieszczeń użyteczności publicznej narzucają pewne trendy wyposażania ich w elementy o charakterze architektoniczno-ozdobnym, w stylu komponującym się z całością tych wnętrz. Dlatego też wiele osób decyduje się na zabudowę wymienników ciepła – szczególnie starego typu-żeliwnych członowych, różnego rodzaju obudowami. Obudowy wykonane są z różnych materiałów: drewna, płyt lakierowanych MDF, metalowe z blachy, z maty rattanowej [2, 3]. Najczęściej spotykanym rodzajem zabudowy jest półka pozioma, umieszczana nad grzejnikiem, zwana popularnie parapetem podokiennym. Funkcje parapetu bywają różne i tak np. wg [3] „parapet chroni ścianę przed zamoknięciem w czasie deszczu, zabezpiecza grzejniki od góry. Unoszące się ciepłe powietrze osadza kurz na ścianach a wysunięty parapet maskuje ten widok i odwraca uwagę od grzejników”. Należy zwrócić uwagę, że szerokość i wysokość poziomych półek bywa różna. Normy, literatura, broszurki reklamowe firm produkujących i sprzedających grzejniki podają rozmaite a nawet sprzeczne informacje dotyczące szczegółów ich montażu. Pojawia się więc pytanie jaki jest wpływ umieszczenia takich półek poziomych na efekt cieplny – wydajność grzejników?

## **2. Badania numeryczne**

W artykule przedstawiono część wyników badań wykonanych drogą analizy numerycznej przy użyciu programu Ansys Flotran CFD [1]. Założono płytowy wymiennik ciepła o zadanych, przykładowych wymiarach, pracujący w warunkach konwekcji naturalnej, swobodnej. Nad nim w zmiennych odległościach  $z$  umieszczono półkę poziomą o różnych szerokościach  $e$ .

Rysunki 1 a,b,c obrazują uzyskane z obliczeń pola temperatury powietrza dla wybranych układów przepływowych tej serii analiz.

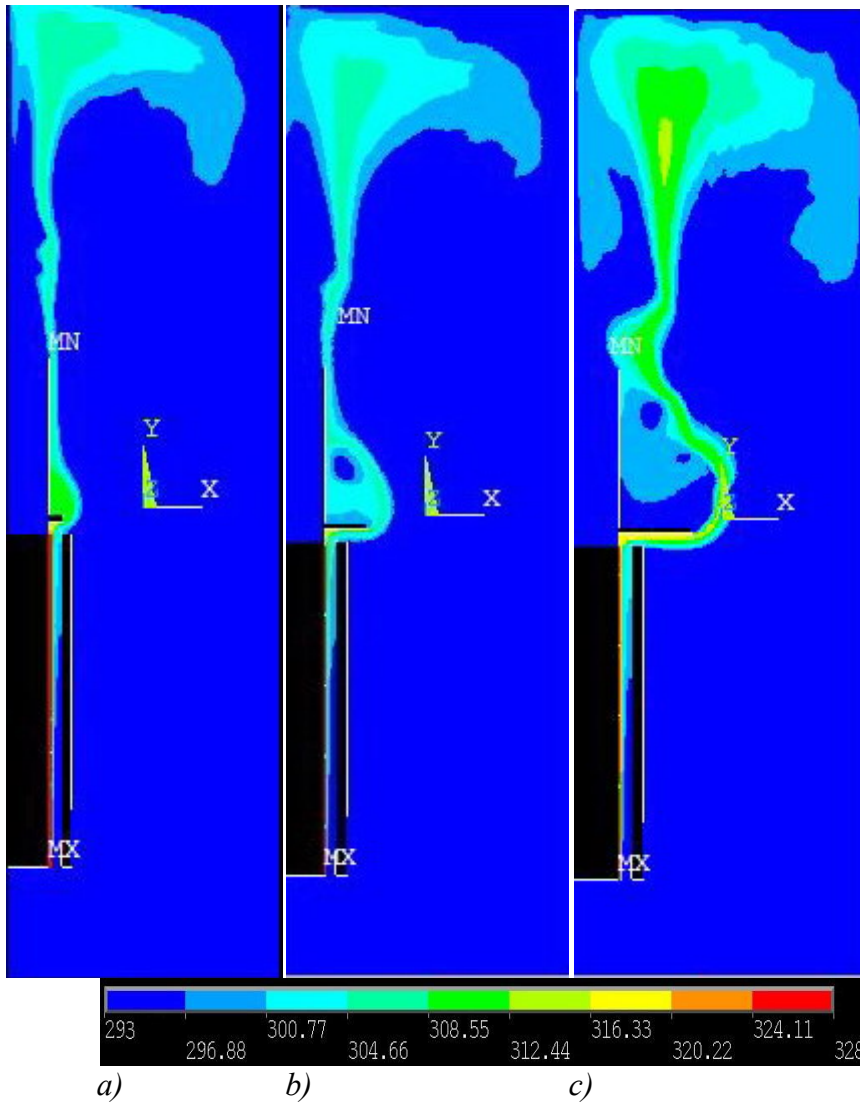
Wybrano następujące szerokości  $e = 5, 15, 25$  cm ekranów poziomych. Ekran te umieszczano na wysokościach:  $z = 2, 4, 7, 8, 40$  cm nad płytą grzejącą.

Na rysunku 2 przedstawiono wydajność cieplną wymiennika  $Q$  w zależności od szerokości ekranów poziomych, „półek”  $e = 5, 15, 25$  cm. Rysunek 3 obrazuje wydajności cieplne wymiennika  $Q$  w funkcji wysokości umieszczenia ekranu poziomego nad płytą grzejącą  $z = 4, 7, 10, 40$  cm.

## **3. Wnioski**

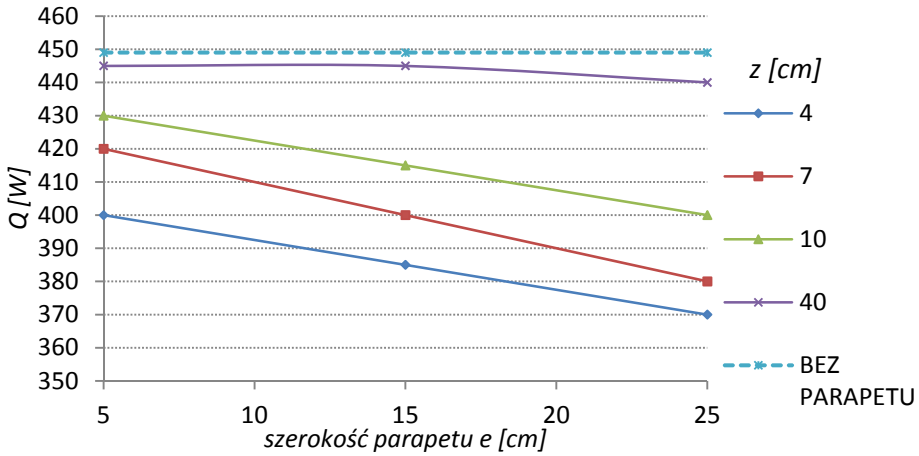
Z przedstawionych zależności graficznych jednoznacznie wynika, że najlepszą opcją jest brak tzw. parapetów. Przy takiej konfiguracji wartości wydajności osiągają maksimum. Im mniejsza szerokość parapetu, tym wydajność większa. Podobnie z wysokością umieszczenia parapetu nad grzejnikiem. Im większe wysokości  $e$ , tym wyższe wydajności cieplne wymiennika  $Q$ . Przed montażem więc tego typu półek należy zastanowić się czy bardziej zależy nam na praktycznym ich wykorzystaniu, (często stanowią półkę np. dla roślin czy książek) czy na korzystniejszych warunkach cyrkulacji powietrza w pomieszczeniu i większej wydajności.



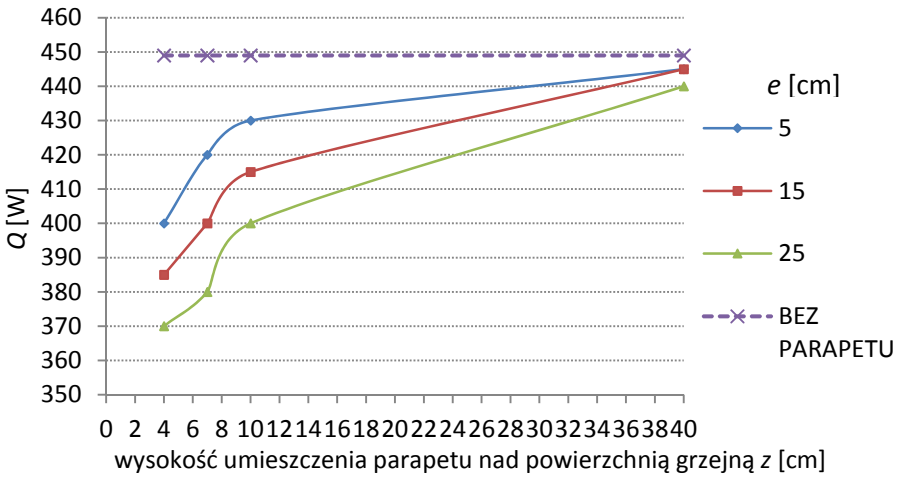


**Rys. 1.** Rozkłady temperatury powietrza przy różnych zmiennych szerokościach poziomych ekranów e: a) 5, b) 15, c) 25 cm,  $z = 4$  cm

**Fig. 1.** Fields of air temperature at different horizontal screen widths a) 5, b) 15, c) 25 cm,  $z = 4$  cm



**Rys. 2.** Wydajność cieplna wymiennika  $Q$  w funkcji szerokości ekranu poziomego  $e$  oraz wysokości położenia nad płytą grzejącą  $z$   
**Fig. 2.** Heat exchanger efficiency  $Q$  as a function of the horizontal screen width  $e$  and height of location on the hotplate  $z$



**Rys. 3.** Wydajność cieplna wymiennika  $Q$  w zależności od wysokości położenia  $z$  ekranu poziomego nad powierzchnią grzejącą przy różnej szerokości ekranów poziomych  $e$ .  
**Fig. 3.** Heat exchanger efficiency  $Q$ , depending on the height of the horizontal screen above a heating surface with horizontal screens different widths  $e$

## Literatura

1. Ansys Flotran CFD
2. **Koczyk H.:** *Ogrzewnictwo praktyczne*. wydanie II, Systherm serwis. 2009.
3. **Wichniewicz J.:** *Parapet we wnętrzu*. Murator 2 (334) 2012.

## Numerical Analysis of Heat Efficiency of the Convective Heat Exchanger Build with Horizontal Plates

### Abstract

The paper discusses the problem of placing horizontal shelves on the heating effect and performance of radiator. Results of investigations shown clearly that the best option is a window without sills. Such configuration assures maximum efficiency. The smaller width of window sill, the higher efficiency. Similarly, the height of sill above radiator. Bigger values of sill height assure higher efficiency of heat-exchanger. Before installing the shelves of such type it should be reconsidered whether we want a more practical use of sills (often as a shelf for plants or books) or on more favorable terms of air circulation in the room and higher efficiency.



## **Możliwość zastosowania odczynnika Fentona w procesach usuwania formaldehydu ze ścieków pochodzących z przemysłu drzewnego**

*Marcin Dębowski, Marcin Zieliński, Magda Dudek, Anna Grala  
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*

### **1. Wstęp**

Skuteczne oczyszczanie ścieków przemysłowych charakteryzujących się wysoką koncentracją substancji opornych na biodegradację związane jest zwykle z koniecznością stosowania skomplikowanych oraz drogiej rozwiązań technologicznych. Substancje oraz związki chemiczne, które występują powszechnie w ściekach przemysłowych i bezpośrednio wpływają na ograniczanie efektów oczyszczania to przede wszystkim barwniki, związki toksyczne czy substancje powierzchniowo czynne [13]. Innego rodzaju zanieczyszczeniem, które wymaga zastosowania odpowiednich metod oczyszczania jest formaldehyd. Stwierdzono, iż z uwagi na właściwości i specyfikę jest to związek toksyczny, żrący a także rakotwórczy, co klasyfikuje go do grupy odpadów niebezpiecznych i uciążliwych dla komponentów środowiska naturalnego [3, 14].

Jednym z sektorów przemysłu, który generuje ścieki o wysokim stężeniu formaldehydu jest branża drzewna. Przykładem mogą być zanieczyszczenia pochodzące z przedsiębiorstwa zajmującego się produkcją płyt wiórowych. W tym przypadku głównym źródłem tego związku są klejarnie. Zgodnie z danymi literaturowymi zawartość formaldehydu w ściekach poprodukcyjnych z obiektów zajmujących się działalnością o podobnym charakterze mieści się w zakresie od 100 mg/l do nawet 10 000 mg/l [6].

Mimo, iż obserwuje się postęp w metodach oczyszczania ścieków zawierających wysokie stężenia formaldehydu wciąż poszukuje się rozwiązań uzasadnionych pod względem technologicznym i ekonomicznym. Trwają próby wykorzystania systemów biologicznych opartych na specy-

ficznych biocenozach składających się z drożdży oraz wyselekcjonowanych szczepów bakterii, takich jak *Rhodococcus erythropolis* UPV-1 [4]. Testowano również typowe systemy osadu czynnego, reaktory beztlenowe z immobilizowanym osadem czynnym, a także specjalnie skonstruowane wypełnienia do rozwoju biomasy [8, 9, 11].

Alternatywą dla metod biologicznych jest zastosowanie rozwiązań opartych na metodach chemicznych. W ostatnich latach znaczną uwagę poświęca się badaniom i wdrażaniu tzw. metod pogłębionego utleniania (Advanced Oxidation Processes – AOPs). Wspólną cechą tych systemów jest fakt, iż umożliwiają one generowanie wysoko reaktywnych rodników hydroksylowych  $\text{OH}^\cdot$  o potencjale utleniającym 2,8 V, które wchodzi w reakcję niemal ze wszystkimi związkami organicznymi oraz pozwalają na wydajną higienizację obrabianego medium. Szybkie tempo rozkładu zanieczyszczeń, uniwersalność oraz wysoka efektywność sprawiają, że metody pogłębionego utleniania są obecnie coraz częściej brane pod uwagę jako obiecujące, alternatywne, w stosunku do metod konwencjonalnych, techniki oczyszczania ścieków i przeróbki osadów ściekowych [1, 7]

Rodniki  $\text{OH}^\cdot$  generowane są między innymi pod wpływem jednoczesnego działania ozonu oraz nadtlenku wodoru ( $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$  -*Peroxone*), czy ozonu w środowisku alkalicznym ( $\text{O}_3/\text{OH}^-$ ). Inną techniką wzbudzającą duże zainteresowanie wśród badaczy jest reakcja Fentona. Popularność tej metody związana jest bezpośrednio ze skutecznością technologiczną, łatwością stosowania, dostępnością reagentów chemicznych oraz względami ekonomicznymi. Do innych zalet zaliczyć można towarzyszące reakcji utleniania zjawisko koagulacji zanieczyszczeń oraz fakt, iż w procesie nie powstają żadne szkodliwe produkty końcowe, jak to ma miejsce w przypadku chlorowania czy nawet ozonowania [2, 15].

Celem badań było określenie możliwości degradacji formaldehydu w ściekach pochodzących z przemysłu drzewnego z wykorzystaniem odczynnika Fentona.

## 2. Metodyka

Badania przeprowadzono w warunkach laboratoryjnych, w temperaturze otoczenia na poziomie  $21 \pm 1^\circ\text{C}$ . Ścieki wykorzystane w badaniach pochodziły z zakładu przemysłowego branży drzewnej, w którym prowadzona jest produkcja płyt wiórowych. Charakterystyka ścieków surowych została przedstawiona w tabeli 1.

**Tabela 1.** Wskaźniki zanieczyszczeń w ściekach stosowanych podczas eksperymentów**Table 1.** Indicators of pollutants in the wastewater used in experiments

Parametr	Jednostka	Wartość średnia	Wartość min.	Wartość max.	Odchylenie standardowe
ChZT	mg O <sub>2</sub> /l	145 900	133 580	158 220	17423,1
BZT <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /l	75 300	62 200	79 500	12647,1
Formaldehyd	mg/l	42 370	41 509	43 231	1217,6

Badania przeprowadzono w trzech etapach różniących się rodzajem reagentów chemicznych wprowadzanych do układu technologicznego. W etapie pierwszym do reaktorów dozowano jedynie jony żelaza Fe<sup>3+</sup>, w etapie drugim H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, natomiast w trzeciej części eksperymentu do testowanych ścieków wprowadzano odczynnik Fentona Fe<sup>3+</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Każdy etap podzielono na pięć wariantów. Kryterium podziału na warianty była zastosowana dawka reagentów chemicznych (Tabela 2).

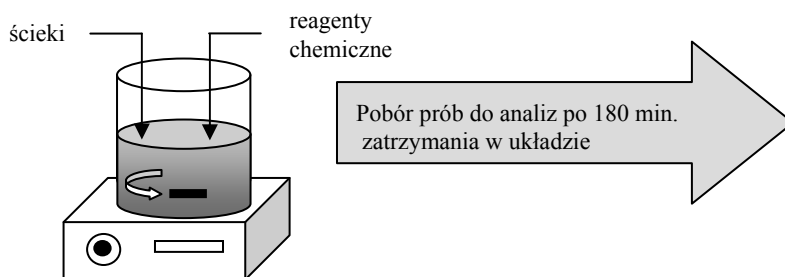
Na początku cyklu doświadczalnego testowane ścieki wprowadzono do szklanego reaktora objętości całkowitej 1,0 dm<sup>3</sup> w ilości 0,5 dm<sup>3</sup>, a następnie dozowano reagenty chemiczne. Jako pierwsze do ścieków wprowadzano założone dawki żelaza, a następnie po 10 minutach nadtlenek wodoru w stałym stosunku wagowym żelaza do nadtlenu wodoru wynoszącym 1:10.

Źródłem jonów żelaza (III) był w 40% roztwór Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> – PIX, natomiast źródłem nadtlenu wodoru był (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) w postaci 30% roztworu perhydrołu.

**Tabela 2.** Warianty badawcze zastosowane w doświadczeniu**Table 2.** Variants of research used in the experiment

Wariant	ETAP I	ETAP II	ETAP III	
	Dawka Fe <sup>3+</sup> [g Fe <sup>3+</sup> /dm <sup>3</sup> ]	Dawka H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> [g H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]	Dawka Fe <sup>3+</sup> [g Fe <sup>3+</sup> /dm <sup>3</sup> ]	Dawka H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> [g H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup> ]
I	0,0	0,0	0,0	0,0
II	0,05	0,5	0,05	0,5
III	0,1	1,0	0,1	1,0
IV	0,3	3,0	0,3	3,0
V	0,6	6,0	0,6	6,0

Przez pierwsze 20 minut trwania eksperymentu ścieki mieszano z wydajnością 100 obrotów/min. przy wykorzystaniu mieszadeł magnetycznych, w celu równomiernego rozprowadzenia wykorzystanych reagentów chemicznych, a następnie ograniczono intensywność do poziomu 50 obrotów/min. Całkowity czas zatrzymania ścieków w układzie technologicznym wynosił 180 min. Próby do analiz pobierano bezpośrednio z reaktorów na początku cyklu przed wprowadzeniem do układu technologicznego reagentów chemicznych oraz na końcu cyklu doświadczalnego. Schemat przeprowadzonego doświadczenia przedstawia rysunek 1.



**Rys. 1.** Schemat stanowiska badawczego

**Fig. 1.** Scheme of experimental stand

W trakcie badań prowadzono analizy stężenia wskaźnika ChZT i formaldehydu w oczyszczanych ściekach. Chemiczne zapotrzebowanie tlenu oznaczano z wykorzystaniem spektrofotometru HACH LANGE 5000 metodą LCK 914, natomiast do analizy zawartości formaldehydu zastosowano metodę z MBDH zgodnie z metodyką HACH nr 8110.

Analizę statystyczną uzyskanych wyników wykonano w oparciu o pakiet STATISTICA 10.0. W celu stwierdzenia istotności różnic między zmiennymi przeprowadzono jednoczynnikową analizę wariancji (ANOVA). W pracy do sprawdzenia jednorodności wariancji w grupach wykorzystano test Levene'a. W celu sprawdzenia istotności między analizowanymi zmiennymi wykorzystano test RIR Tukeya. W testach przyjęto poziom istotności  $\alpha = 0,05$ .

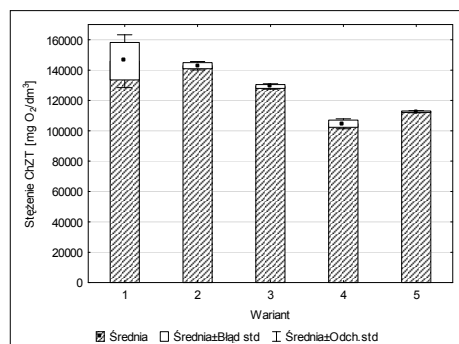
### 3. Wyniki

Najwyższe efekty technologiczne uzyskano w etapie, w którym do testowanych ścieków wprowadzano odczynnik Fentona  $\text{Fe}^{3+}/\text{H}_2\text{O}_2$ . Stwierdzono, iż technologia pogłębionego utleniania była najskuteczniej-

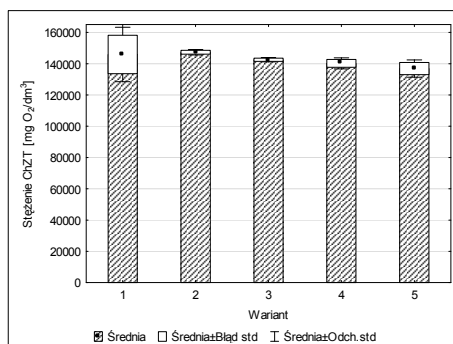
sza zarówno w ograniczaniu wartości wskaźnika ChZT, jak i koncentracji formaldehydu. Najwyższe efekty technologiczne uzyskano w zakresie stosowanych dawek od 0,3 g  $\text{Fe}^{3+}/\text{dm}^3$  i 3,0 g  $\text{H}_2\text{O}_2/\text{dm}^3$  do 0,6 g  $\text{Fe}^{3+}/\text{dm}^3$  i 6,0 g  $\text{H}_2\text{O}_2/\text{dm}^3$ . Ograniczenie wartości wskaźnika ChZT w tych wariantach eksperymentalnych wynosiło około 70,0%, natomiast stężenia formaldehydu blisko 60,0%. Efektywność usunięcia zanieczyszczeń ze ścieków związana była bezpośrednio z dawką reagentów chemicznych wprowadzanych do ścieków. Stwierdzono jednak, iż zwiększanie dawki odczynnika Fentona powyżej poziomu 0,3 g  $\text{Fe}^{3+}/\text{dm}^3$  i 3,0 g  $\text{H}_2\text{O}_2/\text{dm}^3$  nie wpływa istotnie na efekty końcowe procesu oczyszczania (Rys. 4, Rys. 7).

W wariantach, w których do układu technologicznego wprowadzono jedynie jony  $\text{Fe}^{3+}$  oraz  $\text{H}_2\text{O}_2$  zanotowano istotnie niższą sprawność usuwania zanieczyszczeń. W etapie pierwszym najwyższą sprawność usunięcia zanieczyszczeń organicznych charakteryzowanych wskaźnikiem ChZT oraz formaldehydu obserwowana była w wariacie IV. Ograniczenie stężenia ChZT w tym przypadku wynosiło 28,3%, natomiast formaldehydu 14,5% (Rys. 2, Rys. 5).

Wprowadzenie do ścieków jedynie  $\text{H}_2\text{O}_2$  nie miało istotnego wpływu na uzyskane efekty technologiczne. Końcowe stężenia analizowanych wskaźników zanieczyszczeń były analogiczne do ich koncentracji w ściekach surowych (Rys. 3, Rys. 6).

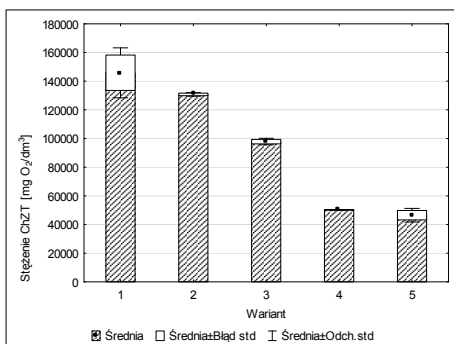
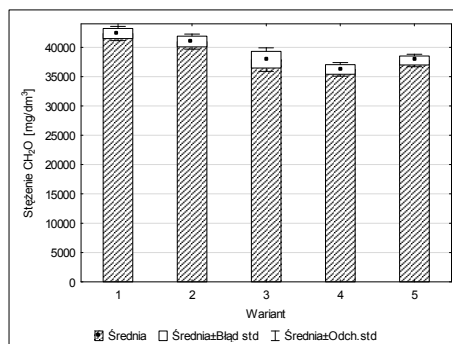
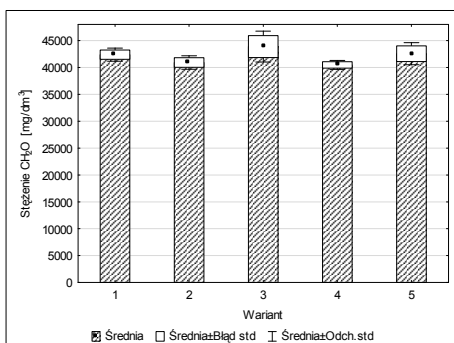
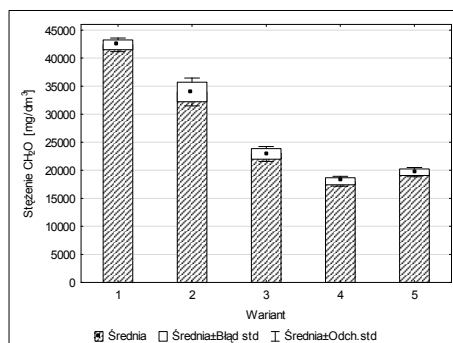


**Rys. 2.** Wartości ChZT (etap I)  
**Fig. 2.** COD values (stage I)



**Rys. 3.** Wartości ChZT (stage II)  
**Fig. 3.** COD values (stage II)



**Rys. 4.** Wartości ChZT (etap III)**Fig. 4.** COD values (stage III)**Rys. 5.** Stężenie formaldehydu (etap I)**Fig. 5.** Formaldehyde concentration (stage I)**Rys.6.** Stężenie formaldehydu (etap II)**Fig. 6.** Formaldehyde concentration (stage II)**Rys.7.** Stężenie formaldehydu (etap III)**Fig. 7.** Formaldehyde concentration (stage III)

## 4. Dyskusja

Badania nad degradacją formaldehydu z wykorzystaniem reakcji foto-Fentona przeprowadził także Kajitvchyanukul i in, którzy jako substratu użyli formaldehydu z dodatkiem metanolu. Okazało się, że najlepsze rezultaty uzyskali w pierwszej fazie reakcji, gdzie degradacja formaldehydu przebiegała najsprawniej przy pH ok. 2,6, w późniejszych etapach rozkład tego związku nie był już tak dynamiczny, najprawdopodobniej za sprawą metanolu, który wpływał na dynamikę reakcji rozkładu formaldehydu [5]. Podczas oczyszczania ścieków zanieczyszczonych

formaldehydem oraz związkami organicznymi zastosowano różne warianty technologiczne prowadzonego procesu. Najlepsze efekty osiągnięto w czwartym wariantcie trzeciego etapu badań, gdzie degradacja formaldehydu dochodziła do 60%. Próba dalszego zwiększenia dawki reagentów nie przyniosła poprawy efektów oczyszczania.

W innym opracowaniu przedstawiono wpływ oraz różnice przy zastosowaniu pogłębianego utleniania za pomocą ozonowania oraz nadtlenu wodoru. Substratem w badaniach były ścieki przemysłowe zawierające związki formaldehydu. Dodatkowo badano także zależność między degradacją formaldehydu a dawką, temperaturą i pH. Wyniki dowiodły, iż utlenianie za pomocą nadtlenu wodoru okazało się skuteczniejsze od ozonowania a także efekty degradacji formaldehydu były proporcjonalnie lepsze wraz ze wzrostem dawki reagenta [10]. W badaniach przeprowadzonych z wykorzystaniem ścieków pochodzących z przemysłu drzewnego również zaobserwowano zależność między osiągniętymi efektami oczyszczania ścieków a zastosowaną dawką oraz rodzajem reagenta. Najlepsze rezultaty osiągnięto przy zastosowaniu odczynnika Fentona w dawce  $0,3 \text{ g Fe}^{3+}/\text{dm}^3$  i  $3,0 \text{ g H}_2\text{O}_2/\text{dm}^3$ , dalsze zwiększenie ilości reagentów nie wpływało na poprawę efektów oczyszczania ścieków.

Oprócz utleniania chemicznego w jednej z prac zastosowano utlenianie katalityczne, którego działanie także zbadano biorąc jako odnośnik degradację formaldehydu. Autorom udało się uzyskać sprawność usuwania zanieczyszczeń na poziomie bliskim 99% co świadczy o bardzo wysokiej skuteczności tej metody [12].

## 5. Wnioski

Przeprowadzone badania potwierdziły założony w pracy cel dotyczący możliwości zastosowania technologii pogłębianego utleniania opartej na odczynniku Fentona w procesach degradacji formaldehydu. Stwierdzono, iż efektywność usunięcia zanieczyszczeń ze ścieków związana była bezpośrednio z dawką reagentów chemicznych wprowadzanych do układu technologicznego. Jednocześnie zaobserwowano, iż zwiększanie dawki odczynnika Fentona powyżej poziomu  $0,3 \text{ g Fe}^{3+}/\text{dm}^3$  i  $3,0 \text{ g H}_2\text{O}_2/\text{dm}^3$  nie wpływa istotnie na efekty końcowe procesu oczyszczania. Najwyższe efekty technologiczne uzyskano w zakresie stosowanych dawek od  $0,3 \text{ g Fe}^{3+}/\text{dm}^3$  i  $3,0 \text{ g H}_2\text{O}_2/\text{dm}^3$  do  $0,6 \text{ g Fe}^{3+}/\text{dm}^3$

i 6,0 g H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>. Ograniczenie wartości wskaźnika ChZT w tych wariantach eksperymentalnych wynosiło około 70,0%, natomiast stężenia formaldehydu blisko 60,0%. W przypadku dozowania do ścieków jedynie jonów Fe<sup>3+</sup> najwyższe uzyskane sprawności ograniczenia wartości ChZT oraz koncentracji formaldehydu wynosiły kolejno 28,3%, i 14,5%. Końcowe stężenia analizowanych wskaźników zanieczyszczeń, w przypadku dozowania jedynie H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> były analogicznie do ich koncentracji w ściekach surowych.

## Literatura

1. **Dębowski M., Krzemieniewski M.:** *The influence of Fenton reaction on the excess sludge sanitation.* Arch. Env. Prot., 31(4):17–31 (2005).
2. **Dębowski M., Krzemieniewski M., Zieliński M.:** *Constant magnetic field influencing on the stabilization of the excess sludge with Fenton's reagent.* Pol. J. Env. Stud., 16 (1), 43–50 (2007).
3. **Duonga A., Steinmausa C., McHalea C. M., Vaughanc Ch. P., Zhang L.:** *Reproductive and developmental toxicity of formaldehyde: A systematic review.* Mutation Research/Reviews in Mutation Research, 728, 3, 118–138 (2011).
4. **Hidalgo A., Lopategi A., I In.:** *Formaldehyde removal in synthetic and industrial wastewater by Rhodococcus erythropolis UPV-1.* Appl Microbiol Biotechnol, 58, 260–263 (2002).
5. **Kajitvchyanukul P., Lu M., Jamroensan A.:** *Formaldehyde degradation in the presence of methanol by photo-Fenton process.* Journal of Environmental Management, 86, 545–553 (2008).
6. **Kaszycki P., Czechowska K., Petryszak P., Kołoczek H.:** *Konstrukcja efektywnych biocenzów degradujących formaldehyd i jego pochodne w uciążliwych ściekach przemysłowych.* Acta Scientiarum Polonorum, Biotechnologia, 2, 1–2, 91–103 (2003).
7. **Krzemieniewski M., Dębowski M., Dobrzyńska A., Zieliński M.:** *Chemical oxygen demand reduction of various wastewater types using magnetic field – assisted Fenton reaction.* Wat. Env. Res. 76 (4), 301–305 (2004).
8. **Krzemieniewski M., Dębowski M., Janczukowicz W., Pesta J.:** *Formaldehyde biodegradation by activated sludge in an aerobic conditions.* Environ. Prot. Enging., 29 (3/4), 54–68 (2003).
9. **Oliveira S.V.W.B., Moraes E. M., I In.:** *Formaldehyde degradation in an anaerobic packed – bed bioreactor.* Water Research, 38, 1685–1694 (2004).

10. **Parisheva Z., Nusheva L., Danova.:** *Advanced oxidation of solution containing formaldehyde. Combined effect of ozone and hydrogen.* Engineering, 29, 2-3, 5–14 (2003).
11. **Pereira N. S., Zaita M.:** *Degradation of formaldehyde in anaerobic sequencing batch biofilm reactor (ASBBR).* Journal of Hazardous Materials, 163, 777–782 (2009).
12. **Shirey W. N., Hall T. A., I In.:** *Formaldehyde degradation by Catalytic Oxidation.* Applied and Environmental Microbiology, 41, 1, 196–198 (1981).
13. **Simunovic M., Kusic H., Koprivanac N., Loncaric Bozic A.:** *Treatment of simulated industrial wastewater by photo-Fenton process: Part II. The development of mechanistic model.* Chemical Engineering Journal, 173, 2, 280–289 (2011).
14. **Tanga X., Baia Y., Duonga A., Smitha M. T., Lib L., Zhanga L.:** *Formaldehyde in China: Production, consumption, exposure levels, and health effects.* Environment International. 35, 8, 1210–1224 (2009).
15. **Zieliński M., Dębowski M., Filipkowska U., Krzemieniewski M., Jakimiec E.:** *The influence of constant magnetic field on ozonolysis of detergent.* Rokafenol N8., Pol. J. Nat. Sc., 22 (3), 500–511 (2007).

## **Application of Fenton Reagent in the Process of Formaldehyde Removal from the Timber Industry Wastewater**

### **Abstract**

The aim of this study was to determine the possibility of degradation of formaldehyde in the effluents from the timber industry with Fenton's reagent.

Effluent from the timber industry are characterized by a high concentration of organic compounds and formaldehyde as an obstacle to the purification of wastewater using microorganisms and therefore an alternative to biological methods is the use of solutions based on chemical methods. In recent years, considerable attention is given to testing and implementation of the so-called advanced oxidation methods (Advanced Oxidation Processes – AOPs). A common feature of these systems is that they allow the generation of highly reactive hydroxyl radicals  $\text{OH}^\cdot$  with 2,8 V oxidation potential, which react with almost all organic compounds. Fast-paced distribution of impurities, versatility and high efficiency make advanced oxidation methods are now increasingly considered as a promising alternative compared to conventional methods, techniques, wastewater and sludge treatment

Wastewater used in the study came from the wood of an industrial plant where the business is the manufacture of chipboard. The study was conducted in three phases with different type of chemical reactants introduced into the technological system. In the first stage reactor was dosed only iron ions  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{H}_2\text{O}_2$  in the second stage, while the third part of an experiment to test the Fenton reagent treatment was introduced  $\text{Fe}^{3+}/\text{H}_2\text{O}_2$ . Each stage is divided into five variants. The criterion for division of the variants was the dose of chemical reagents.

The study confirmed the applicability of advanced oxidation technologies based on Fenton's reagent in the process of degradation of formaldehyde. It was found that the efficiency of removal of contaminants from wastewater was directly connected with the dose of chemical reagents introduced into the technological system. It was also noted that increasing the dose above the Fenton reagent  $\text{Fe}^{3+}$  0,3 g /l and 3,0 g  $\text{H}_2\text{O}_2$ /l does not significantly affect the final results of the purification process. The highest results were obtained in the technology used in doses of 0,3 g  $\text{Fe}^{3+}$ /l and 3,0 g  $\text{H}_2\text{O}_2$ /l to 0,6 g  $\text{Fe}^{3+}$ /l and 6,0 g  $\text{H}_2\text{O}_2$ /l. Limiting values of COD in the experimental variants was approximately 70,0% while the concentration of formaldehyde close to 60,0%. If dispensing the water only  $\text{Fe}^{3+}$  ions obtained the highest efficiency and reduce the COD concentration of formaldehyde was 28,3% sequentially and 14,5%. The final concentrations of the analyzed indicators of pollution, if only  $\text{H}_2\text{O}_2$  dosing were similar to their concentrations in raw wastewater.



## **Biologowanie metali ciężkich z odpadów pogalwanicznych przy neutralnym pH środowiska, w obecności bakterii produkujących biosurfaktanty**

*Ewa Karwowska, Dorota Andrzejewska-Morzuch  
Politechnika Warszawska*

### **1. Wstęp**

Jednym ze źródeł zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi są osady i szlamy powstające w przemyśle galwanizerskim. Zawartość metali w tego rodzaju odpadach sięga 45%. Ilość odpadów pogalwanicznych powstających rocznie w krajach UE szacuje się na około 150 tys. ton [13].

Ze względu na silne właściwości toksyczne odpadów galwanizerskich prowadzone są liczne badania mające na celu opracowanie metod ich stabilizacji i ograniczenia uwalniania do środowiska zawartych w nich zanieczyszczeń. Proponowane rozwiązania dotyczą między innymi zastosowania substancji asfaltowych [3], cementujących matryc na bazie krzemianu wapnia i sulfoglinianu [6] oraz stabilizacji z użyciem jako spoiwa lotnych popiołów [19]. Metody te są stosunkowo mało skuteczne ze względu na możliwość wtórnego uwalniania metali do środowiska na skutek naturalnej erozji lub działalności mikroorganizmów.

Odpady pogalwaniczne mogą stanowić źródło odzysku metali ciężkich, zwłaszcza występujących w znacznych ilościach. Klasyczna metoda uwalniania metali z osadów galwanicznych obejmuje ich ekstrakcję z użyciem kwasu, a następnie wymianę jonową [11]. Często stosowanym czynnikiem ługującym metale jest kwas siarkowy [18].

W przypadku wielu typów odpadów, takich jak osady ściekowe, popioły, zużyte katalizatory itp. wykazano przydatność metod mikrobiologicznego ługowania do usuwania z nich metali ciężkich. Najczęściej

wykorzystuje się w tym celu bakterie utleniające zredukowane związki siarki z wytworzeniem kwasu siarkowego lub grzyby pleśniowe produkujące kwasy organiczne, zaś sam proces bioługowania prowadzony jest w warunkach obniżonego pH [8]. Istnieją również wyniki badań dotyczących możliwości prowadzenia procesu bioługowania w środowisku alkalicznym [15].

W niniejszej pracy podjęto próbę oceny możliwości usuwania metali z odpadów pogalwanicznych przy neutralnym pH hodowli ługującej, zawierającej zarówno bakterie utleniające zredukowane związki siarki, jak i drobnoustroje wytwarzające biologiczne substancje powierzchniowo czynne (BSPC).

## 2. Metodyka badań

W badaniach wykorzystano próbki trzech szlamów pogalwanicznych, zróżnicowanych pod względem uziarnienia, uwodnienia oraz zawartości metali ciężkich, oznaczonych jako C, L i H (tabela 1).

Wielkość ziaren odpadów wynosiła 1–2mm, jedynie w próbce H występowało 20% aglomeratów o średnicy 10mm. Odpad H wykazywał też najwyższe uwodnienie – 80,78%, podczas gdy uwodnienie pozostałych dwóch próbek wynosiło odpowiednio: dla L – 61,64%, dla C – 53,38%.

**Tabela 1.** Zawartość metali w badanych odpadach pogalwanicznych

**Table 1.** Heavy metal content in tested galvanic wastes

Rodzaj odpadu	Zawartość metali [mg/kg odpadu]					
	Zn	Cu	Pb	Cd	Ni	Cr
L	2308,3	1031,0	1013,0	3,2	27974,0	39,7
C	2186,4	1281,0	1189,3	4,0	38349,6	60,9
H	22081,8	2728,8	6485,0	1136,8	38126,5	685,6

Jako roztwory ługujące zastosowano hodowlę bakterii kwasolubnych oraz mieszaninę hodowli bakterii kwasolubnych i hodowli bakterii wytwarzających BSPC.

Hodowlę bakterii kwasolubnych, stanowiącą jeden z roztworów ługujących, uzyskano dodając 1% siarki pylistej do mieszaniny ścieków z osadem czynnym i inkubując w warunkach wytrząsania (120 rpm), w temperaturze  $22^{\circ}\text{C}\pm 2^{\circ}\text{C}$ , do uzyskania pH 2. Obecność utleniających

siarkę bakterii *Acidithiobacillus thiooxidans*, potwierdzono metodą PCR. Zawartość jonów siarczanowych, oznaczona z użyciem spektrofotometru DR2800 HACH-LANGE, wynosiła 2078 mg/l.

Hodowlę bakterii wytwarzających BSPC, z gatunków *Bacillus cereus* oraz *B. subtilis*, prowadzono w podłożu zawierającym: Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> – 6g/l, KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> – 3 g/l, NaCl 0,5 g/l, ekstrakt drożdżowy, skrobię, pepton – po 0,25 mg/l, olej roślinny – 2 ml/l. Hodowlę prowadzono w warunkach wytrząsania (120 rpm), w temperaturze 22°C± 2°C, przez 10 dni, uzyskując zawartość BSPC około 15 mg/l. Stężenie BSPC oznaczano metodą kolorymetryczną z błękitem metylenowym [16].

Po zmieszaniu ww. hodowli w proporcji 1:1 uzyskano drugi z roztworów ługujących, o pH 6,5 i zawartości BSPC na poziomie 7 mg/l.

Proces biolugowania prowadzono w kolbkach zawierających 150 ml roztworu ługującego i 10g odpadu, w warunkach wytrząsania (120 rpm) przez 25 dni, w temperaturze pokojowej, pobierając próbki do analiz kontrolnych po 2, 7, 14 i 25 dniach, zaś dla odpadu C – dodatkowo po 40 dniach doświadczenia. Wariant kontrolny stanowiły próbki odpadu umieszczone w wodzie wodociągowej. Oznaczenie zawartości metali w roztworze wykonywano metodą atomowej spektrometrii absorpcyjnej. Monitorowano również zmiany pH hodowli ługujących.

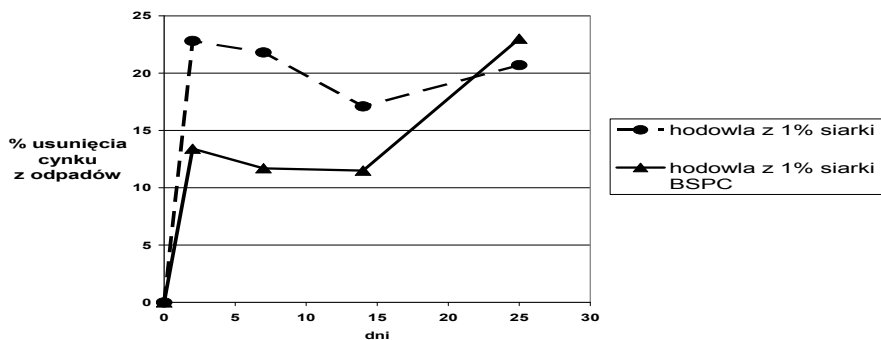
### 3. Wyniki badań

Przeprowadzone badania pozwoliły na porównanie efektywności usuwania metali w hodowli bakterii kwasolubnych (hodowla z 1% siarki), o pH 2–3 z ich biolugowaniem w mieszanej hodowli ww. bakterii oraz drobnoustrojów wytwarzających BSPC (hodowla z 1% siarki i BSPC), przy pH 6,5–9. Wartości średnie efektywności biolugowania dla wszystkich badanych odpadów ilustrują rysunki 1–4.

Wydajność biolugowania ołowiu i niklu w obu hodowlach była bardzo mała i nie przekraczała 5%. Średnia efektywność usuwania cynku po 14 dniach była zbliżona obu typach hodowli, jednakże w środowisku kwaśnym proces zachodził szybciej, osiągając wartość maksymalną już po 2 dniach procesu (rys 1.) Miedź, kadm i chrom usuwane były efektywniej w hodowli zawierającej zarówno bakterie kwasolubne jak i bakterie wytwarzające BSPC (rys. 2, 3 i 4). Uwalnianie metali w próbkach kontrolnych było poniżej 0,5%.

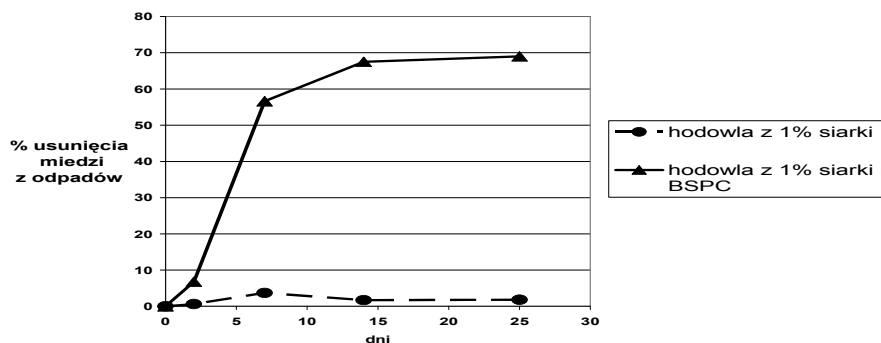


Wydajność usuwania metali z poszczególnych odpadów była bardzo zróżnicowana. Przykładowo, najlepsze efekty uwalniania miedzi i cynku (odpowiednio 100% i 50%) uzyskano dla odpadu H i – po nieco dłuższym czasie – dla odpadu L, natomiast cynk z odpadu L i miedź z odpadu C ługowały się bardzo słabo (poniżej 8%). Dla odpadu H najwyższe wartości stężenia chromu w roztworze zanotowano w początkowym okresie (2–14 dni), podczas gdy dla C i L – między 15 a 25 dniem procesu. Przyczyną była prawdopodobnie zróżnicowana forma w jakiej badane metale występowały w odpadzie.



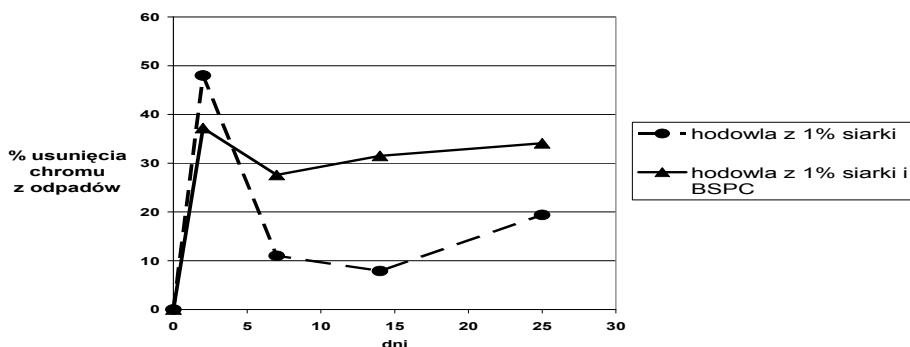
**Rys. 1.** Bioługowanie cynku z odpadów pogalwanicznych

**Fig. 1.** Zinc bioleaching from galvanic wastes



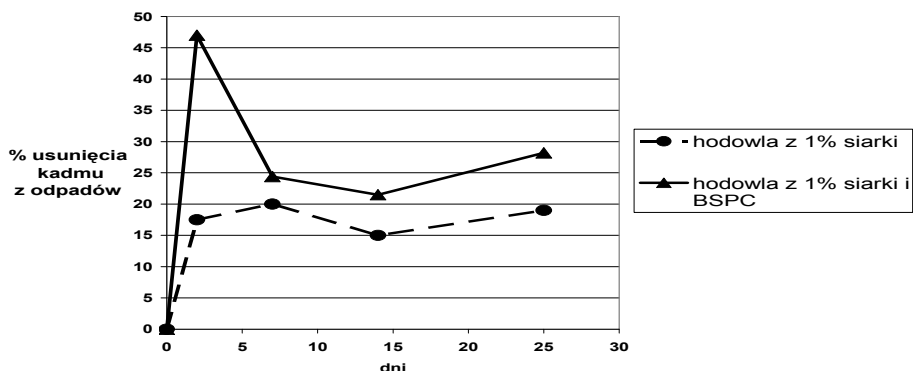
**Rys. 2.** Bioługowanie miedzi z odpadów pogalwanicznych

**Fig. 2.** Copper bioleaching from galvanic wastes



Rys. 3. Bioługowanie chromu z odpadów pogalwanicznych

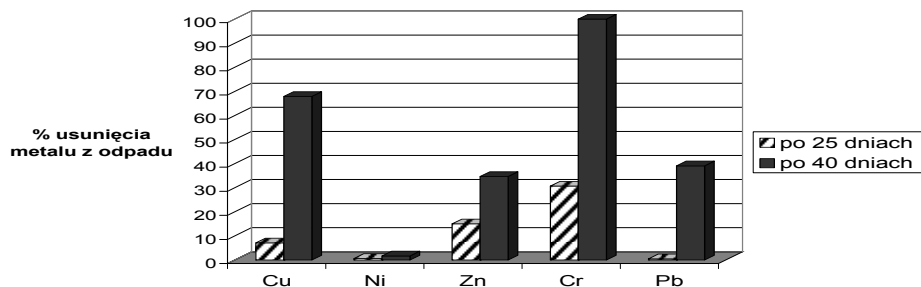
Fig. 3. Chromium bioleaching from galvanic wastes



Rys. 4. Bioługowanie kadmu z odpadów pogalwanicznych

Fig. 4. Cadmium bioleaching from galvanic wastes

W przypadku odpadu C, charakteryzującego się najniższą podatnością na bioługowanie w hodowli z 1% siarki i BSPC, proces przedłużono do 40 dni. Spowodowało to istotny wzrost wydajności uwalniania metali: 2–10- krotny, a w przypadku ołowiu nawet 70-krotny. Jedyne uwalnianie niklu pozostało na niskim poziomie (poniżej 2 %) (rys 5.).



**Rys. 5.** Wpływ czasu bioługowania na wydajność eliminacji metali z odpadu C  
**Fig. 5.** The influence of the bioleaching time on the effectiveness of metals removal from the waste C

#### 4. Dyskusja i wnioski

Warunkiem efektywnego ługowania mikrobiologicznego metali jest obecność drobnoustrojów ługujących, zwłaszcza bakterii utleniających siarkę lub jej zredukowane związki. Źródłem aktywnej mikroflory może być osad czynny z miejskiej oczyszczalni ścieków [7, 8], który w niniejszej pracy wykorzystano jako jeden z głównych składników hodowli ługującej.

Jako podstawowy czas trwania procesu przyjęto 25 dni. Podobnego czasu wymagało uwolnienie kadmu i litu z zużytych baterii kobalto-litowych przy udziale bakterii *Acidithiobacillus ferrooxidans* [14]. Nieco krótszy czas bioługowania stosował Rejinders [1] do bioługowania metali z popiołów przy użyciu pleśni *Aspergillus niger*, uzyskując ponad 80% eliminacji kadmu, miedzi i cynku.

Jednym z istotnych czynników warunkujących efektywność usuwania metali z odpadów jest pH środowiska [4, 8]. Według Bayat i Sari [2] po 20 dniach bioługowania metali z odpadów pogalwanicznych z użyciem bakterii *A. ferrooxidans* przy pH 2 usunięciu uległo ponad 90% cynku, miedzi i niklu. Zastosowanie kwaśnej hodowli ługującej przez Karwowską [8] pozwoliło na eliminację 13–97% Cu, 16–84% Pb, 36–100% Zn i 15–45% Cr ze szlamów pogalwanicznych.

Badania przeprowadzone w niniejszej pracy wykazały, że zastosowanie dodatku hodowli mikroorganizmów wytwarzających biosurfak-

tanty do hodowli mikroorganizmów kwasolubnych pozwoliło na uzyskanie lepszego efektu bioługowania w porównaniu z hodowlą bez BSPC, pomimo tego, że w przypadku mieszanej hodowli pH było zbliżone do neutralnego. W niniejszych badaniach, w przypadku odpadów L i H po 25 dniach maksymalna wydajność bioługowania miedzi w hodowli z 1% siarki i BSPC sięgała 100% miedzi, przy wartości średniej dla wszystkich badanych odpadów na poziomie prawie 70%. W tym samym czasie średnia wydajność usuwania miedzi w hodowli bez dodatku BSPC nie przekroczyła 10%. W przypadku chromu i kadmu różnice te nie były tak znaczne, jednakże również te metale uwalniane były intensywniej w obecności BSPC. Jedynie cynk był uwalniany szybciej w hodowli o niskim pH, przy zbliżonej końcowej efektywności procesu.

Obecność bakterii wytwarzających biosurfaktanty może być czynnikiem stymulującym efektywnie proces bioługowania. Są to substancje efektywnie działające, biodegradowalne, i znacznie mniej toksyczne w porównaniu z syntetycznymi surfaktantami [1, 5, 7, 10]. Główny mechanizm oddziaływania BSPC polega na hydrofilizacji powierzchni, w zależności od ich położenia na granicy faz ciało stałe – roztwór co ułatwia kontaktu drobnoustrojów z powierzchnią substratu. Mogą one również wpływać na dyspersję samych odpadów. Stwierdzono preferencyjne wiązanie przez surfaktanty monoramnolipidowe takich metali jak ołów, kadm czy rtęć [9]. Podczas usuwania Cd i Zn z zanieczyszczonej gleby obserwowano proces wymiany jonowej pomiędzy metalami ciężkimi a jonami potasu obecnymi w matrycy BSPC [1]. Christofi i Ivshina [5] przypisują surfaktantom anionowym wpływ na desorpcję metali, zaś kationowym – współzawodnictwo z metalami o miejsca wiązania.

Maksymalne wartości eliminacji metali uzyskane w ciągu 25 dni eksperymentu w hodowli zawierającej drobnoustroje utleniające siarkę oraz bakterie wytwarzające biosurfaktanty były wyższe aniżeli w przypadku hodowli bakterii kwasolubnych i z uwzględnieniem zróżnicowanej podatności na bioługowanie poszczególnych odpadów wyniosły: dla miedzi – 7–100%, dla cynku – 4–50%, dla chromu – 30–51%, dla kadmu – 34–72%. Nikiel i ołów były usuwane z odpadu z wydajnością poniżej 5%. Wydłużenie czasu trwania procesu do 40 dni pozwoliło na eliminację z najmniej podatnego na bioługowanie odpadu C – 68% miedzi, 35% cynku, 100% chromu i 39% ołowiu. Efektywność usuwania niklu pozostała na bardzo niskim poziomie. Niewielką podatność na wymywanie

niklu obecnego w odpadach pogalwanicznych zaobserwowali wcześniej Li i wsp. [12].

Reasumując należy stwierdzić, zastosowanie jako roztworu ługującego mieszanej hodowli bakterii kwasolubnych oraz bakterii wytwarzających biosurfaktanty pozwala na efektywne bioługowanie metali z odpadów pogalwanicznych z użyciem roztworu ługującego o pH zbliżonym do obojętnego. Przymuszczalnie forma występowania metalu w odpadzie pogalwanicznym (wodorotlenki, tlenki bądź sole – np. siarczany) odgrywa istotną rolę jeśli chodzi o ich podatność na bioługowanie przy różnym pH środowiska, co powinno być przedmiotem dalszych badań.

*Praca finansowana ze środków Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa  
Wyższego w ramach projektu nr O680/B/PO1/2009*

## Literatura

1. **Banat I.M., Makkar R.S., Cameotra S.S.:** *Potential commercial applications of microbial surfactants.* Applied Microbiology and Biotechnology, 53, 495–508 (2003).
2. **Bayat B., Sari B.:** *Comparative evaluation of microbial and chemical leaching processes for heavy metal removal from dewatered metal plating sludge.* Journal of Hazardous Materials, 174, 163–169 (2010).
3. **Bednarik V., Vondruska M., Koutny M.:** *Stabilization/solidification of galvanic sludges by asphalt emulsions.* Journal of Hazardous Materials B122, 139–145 (2005).
4. **Chen S.Y., Lin J.G.:** *Bioleaching of heavy metals from livestock sludge by indigenous sulfur oxidizing bacteria: effects of sludge solids concentration.* Chemosphere, 54, 283–289 (2004).
5. **Christofi N., Ivshina I.B.:** *Microbial surfactants and their use in field studies of soil remediation.* Journal of Applied Microbiology, 93, 6, 915–929 (2002).
6. **Cioffi R., Lavorgna M., Santoro L.:** *Environmental and technological effectiveness of a process for the stabilization of a galvanic sludge.* Journal of Hazardous Materials, B89, 165–175 (2002).
7. **Karwowska E., Łebkowska M., Tabernacka A., Andrzejewska D.:** *Eliminacja metali ciężkich z popiołów z użyciem roztworów ługujących zawierających bakterie utleniające siarkę lub bakterie produkujące biologiczne substancje powierzchniowo czynne.* Rocznik Ochrona Środowiska, 3, 1133–1155 (2011).

8. **Karwowska E.:** *Mikrobiologiczne procesy usuwania metali ze ścieków i szlamów galwanizacyjnych*. Prace naukowe Inżynieria Środowiska. Zeszyt 51. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2007.
9. **Lang S.:** *Biological amphiphiles (microbial biosurfactants)*. Current Opinion in Colloid and Interface Science, 7, 12–20 (2002).
10. **Lebkowska M.:** *Biologiczne związki powierzchniowo czynnej i ich zastosowanie do oczyszczania gruntów z produktów naftowych*. Biotechnologia, 1, 64. 43–53 (2004).
11. **Lee I.-H., Wang Y.-J., Chern J.-M.:** *Extraction kinetics of heavy metal-containing sludge*. Journal of Hazardous Materials, B123, 112–119 (2005).
12. **Li C., Xie F., Ma Y., Cai T., Li H, Huang Z, Yuan G.:** *Multiple metal extraction and recovery from hazardous electroplating sludge waste via ultrasonically enhanced two stage acid leaching*, Journal of Hazardous materials, 178, 823–833 (2010).
13. **Malgalhães J.M., Silva J.E., Castro F.P., Labrincha J.A.:** *Physical and chemical characterisation of metal finishing industrial wastes*. Journal of Environmental Management, 75, 157–166 (2005).
14. **Mishra D., Kim D.-J., Ralph D.E., Ahn G.-J. Rhee Y.-H.:** *Bioleaching of Valuable metals from Waste Cathode Materials of the Lithium Ion Battery Industry Using Acidithiobacillus ferrooxidans*. Conference Proceedings – Green Processing 2006.
15. **Ostrowski M., Skłodowska A.:** *Acid leaching in alkaline environment*. Bulletin of the Polish Academy of Sciences. Biological Sciences, 44, 3–4, 279–283 (1996).
16. PN-EN 903:2002. Jakość wody. Oznaczanie surfaktantów anionowych przez pomiar indeksu błękitu metylenowego MBAS.
17. **Rejinders L.:** *Disposal, uses and treatments of combustion ashes: a review*. Resources, Conservation and Recycling, 43, 313–336 (2005).
18. **Silva J.E., Soares D., Paiva A.P., Labrincha A., Castro F.:** *Leaching behaviour of galvanic sludge in sulphuric acid and ammoniacal media*. Journal of Hazardous Materials B121, 195–202 (2005).
19. **Sophia A.C., Swaminathan K.:** *Assessment of the mechanical stability and chemical leachability of immobilized electroplating waste*. Chemosphere, 58, 75–82 (2005).

## **Bioleaching of Heavy Metals from Galvanic Wastes at Neutral pH in the Presence of Biosurfactant Producing Bacteria**

### **Abstract**

Precipitates and sludges from the galvanic industry are one of the sources of the environment contamination with heavy metals. Therefore, the investigations are carried out in order to develop the effective method of metals elimination from these wastes. The promising results are obtained in case of the application of microbial leaching. Up to now results concerned mainly the metals bioleaching in acidic environment.

In this research work the possibility of heavy metals removal from galvanic wastes using the culture of sulphur oxidizing bacteria (pH 2–4) and a mixed culture of both sulphur oxidizing bacteria and biosurfactant producing bacteria (pH 6.5–8) was examined. It allowed to compare the process effectiveness in acidic and neutral environment. The cultures were prepared based on the activated sludge from the municipal wastewater treatment plant. The presence of sulphur oxidizing bacteria *Acidithiobacillus ferrooxidans* was confirmed using the PCR method. *Bacillus subtilis* and *B. cereus* strains were applied as biosurfactant producers. Three galvanic wastes, different in grain size, water content and heavy metal concentration, were bioleached.

The research revealed that the metal release from galvanic wastes was more effective in presence of biosurfactant, especially in case of copper, but also for cadmium and chromium. The process effectiveness in acidic condition was comparatively lower. Zinc was the only metal that was bioleached faster in acidic environment, with similar final metal removal after 25 days of the process. The maximum values of metals elimination in the presence of biosurfactant depended on the bioleached waste type and were: 7.1–100% for copper, 3.7–50.3% for zinc, 30–50.5% for chromium, 34.1–71.9% for cadmium. The effectiveness of the nickel and lead removal was lower than 5%.

The prolongation of the bioleaching period up to 40 days in case of waste C (the less susceptible to the bioleaching) resulted in elimination of 67.9% of Cu, 34.7% of Zn, 100% of Cr and 39.1% of Pb, while the effectiveness of nickel removal was still very low.



## **Specjacja wybranych składników rozpuszczonych w wodach gruntowych układu katenalnego na Pojezierzu Poznańskim**

*Michał Kozłowski, Jolanta Komisarek, Katarzyna Wiatrowska  
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

### **1. Wstęp**

Skład chemiczny wód gruntowych jest efektem współdziałania wielu procesów i czynników zachodzących w określonych warunkach środowiska przyrodniczego, dlatego też, jest on zmienną cechą, zarówno w czasie, jak i przestrzeni. Spośród czynników kształtujących chemizm wód gruntowych duże znaczenie ma geochemia krajobrazu, budowa profilu glebowego, zróżnicowanie reliefu, rozkład i skład chemiczny opadów atmosferycznych, reżim wodny gleb, nawożenie i użytkowanie gleb oraz in. [1–3, 5, 9, 10, 12–15, 18–20].

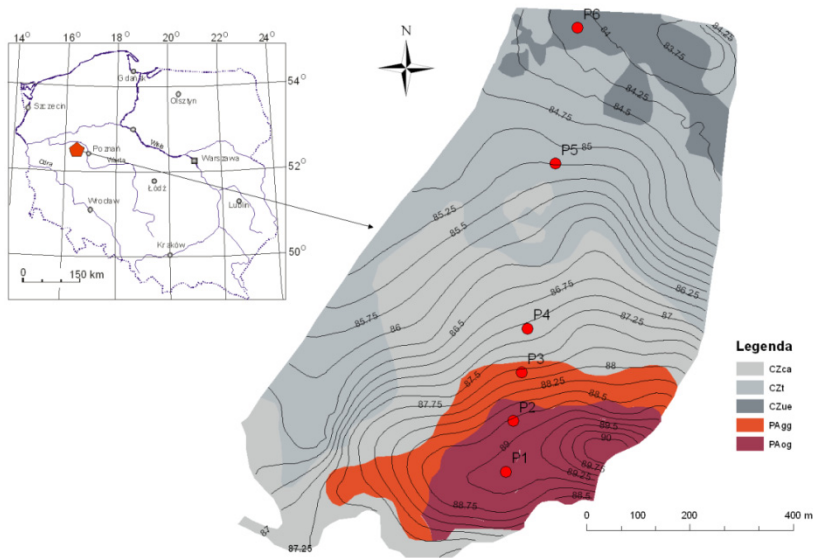
Dla przewidywania dynamiki układów naturalnych ważna jest nie tylko ilościowa charakterystyka składników rozpuszczonych w wodach gruntowych, ale także formy ich występowania, czyli charakterystyka jakościowa specjacji danego związku. Do ich oceny można stosować skomplikowane analizy specjacyjne, które charakteryzują się dużą czasową i energochłonnością, bądź zastosować modele geochemiczne, które oparte są o stałe termodynamiczne.

W niniejszej pracy przedstawiono wyniki badań nad specjacją wybranych składników rozpuszczonych w wodach gruntowych typowego dla krajobrazu Niżu Polskiego układu katenalnego gleb płowoziemnych i czarnoziemnych.



## 2. Materiał i metody

Badania przeprowadzono w mikrozlewni rolniczej na terenie Rolniczo-Sadowniczego Gospodarstwa Doświadczalnego Przybroda położonego w północno-środkowej części Pojezierza Poznańskiego w obrębie Równiny Szamotulskiej (rys. 1). Teren ten stanowi fragment falistej moreny dennej zlodowacenia bałtyckiego fazy poznańskiej.



**Rys. 1.** Lokalizacja terenu badań i schemat rozmieszczenia stacjonarnych punktów pomiarowych: CZca – czarne ziemie z poziomem cambic, CZt – czarne ziemie typowe, CZue – czarne ziemie murszaste, PAgg – gleby płowe zaciekowe gruntowo – glejowe, PAog – gleby płowe zaciekowe opadowo-glejowe

**Fig.1.** Location of investigated area and distribution of stationary measurement spots: CZca – Gleyic Calcic Chernozem, CZt – Mollic Calcic Gleysol (Eutric, Drainic), CZue – Mollic Calcic Gleysol (Eutric, Drainic), PAgg – Cutanic Gleyic Albeluvisols (Eutric), PAog – Cutanic Stagnic Albeluvisols

Formy specjacyjne składników rozpuszczonych w wodach gruntowych przebadano w transekcie o kierunku SSW-NNE przebiegającym przez typową dla tego regionu toposekwencję gleb płowoziemnych i czar-

noziemnych [11] (rys. 1). Z sześciu punktów pomiarowych w okresie od 04.2005 do 03.2006 roku w odstępach od dwu- do czterotygodniowych pobierano próbki wody do analiz laboratoryjnych, po uprzednim pomiarze głębokości zalegania zwierciadła wód gruntowych i usunięciu ze studzienek wód stagnujących [17]. Pod względem pedologicznym stanowiska te charakteryzują następujące podtypy: P1, P2 – gleby płowe zaciekowe opadowo-glejowe, P3 – gleba płowa zaciekowa gruntowo-glejowa, P4 – czarna ziemia z poziomem cambic, P5 – czarna ziemia typowa, P6 – czarna ziemia murszasta (rys. 1).

Analizy chemiczne wód obejmowały oznaczenie kationów  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^{+}$  i  $\text{Na}^{+}$  metodą AAS, przewodności elektrycznej właściwej (EC) – konduktometrycznie, odczynu pH – elektrometrycznie, zawartości jonów  $\text{PO}_4^{3-}$  – metodą kolorymetryczną [16], zawartości jonów  $\text{CO}_3^{2-}$  i  $\text{HCO}_3^{-}$  – metodą miareczkową, zawartości jonów  $\text{SO}_4^{2-}$  – metodą wagową [4].

Biorąc pod uwagę, że składniki rozpuszczone w wodach gruntowych mogą występować w różnych związkach, do oceny ich form zastosowany został geochemiczny model MINEQL+ [21]. Symulacje przeprowadzono dla średnich wartości stężeń analizowanych składników tj.,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^{+}$ ,  $\text{Na}^{+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^{-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ .

W celu określenia podobieństwa lub różnicy zarówno w chemizmie wód gruntowych, jak i formach specjacyjnych badanych składników, zastosowano podstawowe miary statystyczne. Ponadto przeprowadzono test istotności różnic (test Tukey'a) oraz analizę składowych głównych (PCA) po wcześniejszej transformacji i standaryzacji danych. Obliczenia wykonano przy pomocy pakietu Statistica 9.0 (Statsoft).

### **3. Wyniki badań**

W tabeli 1 przedstawiono średnie stężenia analizowanych składników w wodach gruntowych na tle wartości maksymalnej i minimalnej. W wodach gruntowych gleb płowoziemnych (P1–P3) średnie wartości odczynu wahały się w zakresie od 7,47 do 7,74 pH, natomiast w wodach czarnych ziem (P4–P6) od 7,61 do 7,93 pH. Najwyższą wartość odczynu w okresie pomiarowych obserwowano w wodach gruntowych studzienki P5. W przypadku przewodności elektrycznej właściwej (EC) największe jej średnie wartości były w wodach czarnych ziem podnóża stoku (P5 i P6), a najmniejsza istotna różnica (NIR) wynosiła  $220 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Średnie

stężenia wapnia w wodach gruntowych gleb P1, P2, P3 i P4 kształtowały się od 89 (P4) do 112  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (P2), natomiast wyraźnie mniejsze jego ilości obserwowano w wodach gruntowych pedonów P5 i P6. Obok jonów wapnia pierwiastkiem występującym w dużych ilościach był magnez, którego stężenia wyraźnie były zróżnicowane przestrzennie. Średnie stężenia  $\text{Mg}^{2+}$  wynosiły od 31 do 57  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  dla wód gruntowych gleb od P1 do P4, natomiast w wodach gleb P5 i P6 były one dwu- a nawet trzykrotnie większe ( $\text{NIR} = 8,2 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ). Również stężenia potasu w analizowanych wodach gruntowych charakteryzowały się dużymi dysproporcjami. Średnie stężenia  $\text{K}^+$  w wodach gruntowych pedonów P1, P2, P3 i P4 kształtowały się odpowiednio: 2,72, 2,24, 0,89 i 0,78  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , a najmniejsza istotna różnica wynosiła 0,66  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ . Wyraźnie wyższe zawartości  $\text{K}^+$  obserwowano w wodach gruntowych studzienek P5 i P6 (średnia 3,94 i 4,26  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ) w porównaniu z pozostałymi wodami gleb P1–P4.

W środowisku wodnym jony  $\text{HCO}_3^-$  pełnią rolę buforującą wpływając na ich odczyn. Jego średnie ilości wynosiły 574 (P1), 434 (P2), 344 (P3) i 345 (P4)  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , natomiast w wodach gruntowych pedonów P5 i P6, odpowiednio 527 i 962  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  ( $\text{NIR}=71 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ). Drugim z anionów występujących w dużych ilościach w badanych wodach gruntowych był jon siarczanowy ( $\text{SO}_4^{2-}$ ). Średnie ilości  $\text{SO}_4^{2-}$  w wodach gruntowych gleb P1, P2, P3 i P4, kształtowały się od 110 (P3) do 198  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (P2), natomiast w wodach pedonów P5 i P6 wynosiły 304 i 276  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  i istotnie różniły się od pozostałych ( $\text{NIR}=33,4 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ). W przypadku jonów  $\text{PO}_4^{3-}$  najniższe średnie stężenia były w wodach gruntowych studzienek P3 i P4 (0,089 i 0,097  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ), natomiast w pozostałych punktach pomiarowych kształtowały się od 0,129 (P5) do 0,219 (P2)  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ . Na rysunkach 2–4 przedstawiono procentowy udział specjacji składników rozpuszczonych w analizowanych wodach gruntowych. Biorąc pod uwagę, że w okresie pomiarowym badane wody gruntowe charakteryzowały się wartościami pH w zakresie od 6,3 do 8,3 (tab.1), symulacje specjacji przeprowadzono dla dwóch wartości odczynu; 7,0 i 8,0 pH. Wartości te charakteryzowały skrajne warunki hydrogeochemiczne pod względem odczynu, stąd też miały istotny wpływ na formy występowania analizowanych składników rozpuszczonych w wodach gruntowych.

**Tabela 1.** Średnie wartości analizowanych składników rozpuszczonych w wodach gruntowych  
**Table 1.** The average values of the analyzed components dissolved in groundwater

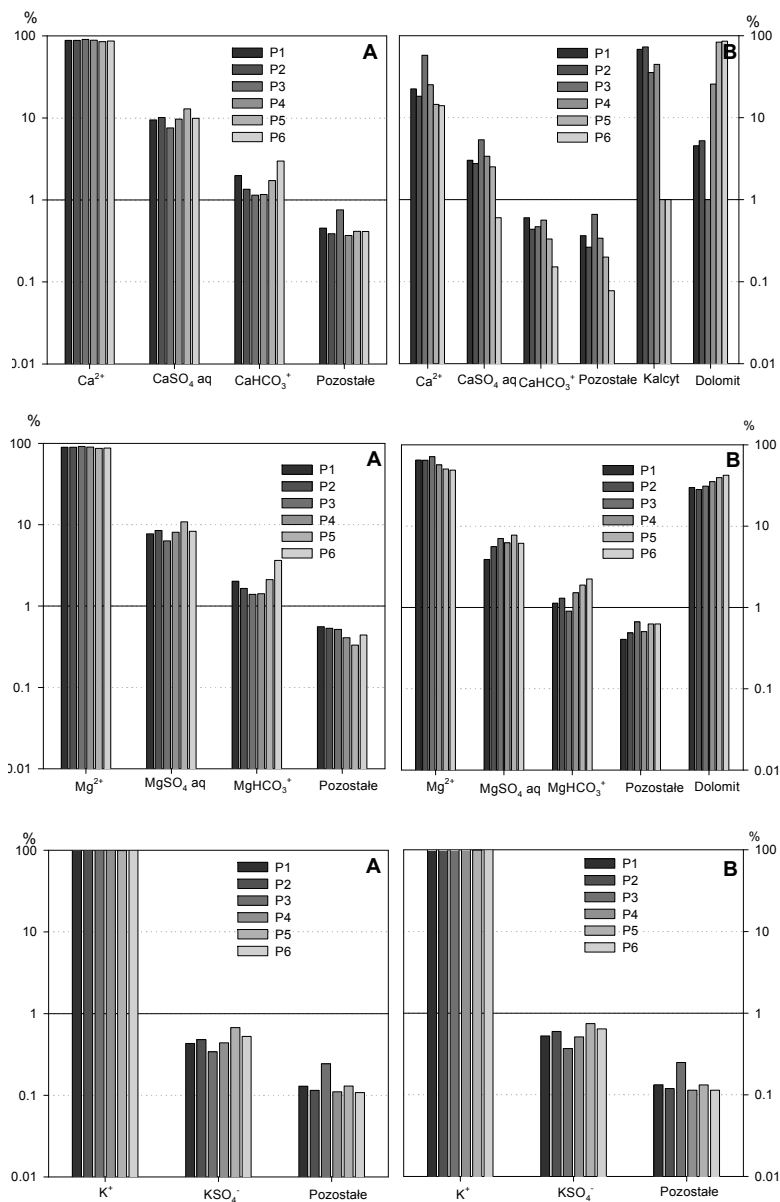
Parameter	P1	P2	P3	P4	P5	P6
EC	2300 1370–3070	2350 1480–3040	1890 1290–2620	1700 1120–2410	2660 0750–350	3100 2140–4160
Odczyn	<u>7,47</u> 6,35–8,12	<u>7,60</u> 7,18–8,03	<u>7,74</u> 7,38–8,20	<u>7,74</u> 7,34–8,34	<u>7,93</u> 7,45–8,29	<u>7,61</u> 7,21–8,08
Ca <sup>2+</sup>	<u>99,51</u> 56,45–141,1	<u>112,11</u> 85,75–152,5	<u>106,71</u> 79,15–142,48	<u>89,35</u> 72,45–135,27	<u>60,62</u> 15,40–110,25	<u>81,19</u> 39,40–158,90
Mg <sup>2+</sup>	<u>57,23</u> 39,35–79,70	<u>45,41</u> 36,85–62,80	<u>31,83</u> 16,74–45,90	<u>37,30</u> 18,84–50,80	<u>113,26</u> 13,50–169,50	<u>117,90</u> 87,80–194,35
K <sup>+</sup>	<u>2,72</u> 1,90–4,45	<u>2,24</u> 1,55–3,15	<u>0,89</u> 0,25–1,95	<u>0,78</u> 0,05–1,70	<u>3,94</u> 0,45–8,25	<u>4,26</u> 2,55–6,55
Na <sup>+</sup>	<u>22,87</u> 16,75–35,20	<u>27,13</u> 19,45–44,55	<u>16,05</u> 10,85–27,35	<u>16,12</u> 9,20–23,35	<u>58,58</u> 4,80–103,25	<u>46,41</u> 32,15–85,40
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<u>573,7</u> 268,4–1000,4	<u>433,9</u> 225,7–786,9	<u>344,1</u> 97,6–640,5	<u>345,2</u> 176,9–489,2	<u>527,0</u> 208,0–957,7	<u>962,7</u> 667,3–1433,5
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	<u>189,6</u> 76,0–365,0	<u>198,1</u> 38,0–344,0	<u>110,3</u> 35,0–191,8	<u>153,4</u> 35,0–267,0	<u>301,0</u> 41,6–466,0	<u>283,9</u> 23,0–615,0
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	<u>0,167</u> 0,001–0,755	<u>0,214</u> 0,001–0,700	<u>0,089</u> 0,001–0,212	<u>0,097</u> 0,001–0,595	<u>0,129</u> 0,001–0,554	<u>0,169</u> 0,001–0,762

średnia  
minimum–maksimum

Wapń przy odczynie 7,0 pH występował głównie w formie wolnego jonu, którego udział wynosił od 85% (P5) do 90% (P3) (rys. 2). Drugim, pod względem procentowego udziału form rozpuszczonych, był słabo związany kompleks wodny  $\text{CaSO}_4(\text{aq})$ . W wodach gruntowych badanej kateny udział tej specjacji wynosił od 7% do 13%, natomiast od 1% do 3% wahał się udział  $\text{CaHCO}_3^-$ . Przy wzroście odczynu do wartości 8 pH, zawartość form  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{CaSO}_4(\text{aq})$  oraz  $\text{CaHCO}_3^-$  znacznie zmniejszyła się. Z punktu widzenia geochemicznego przy stanie równowagi termodynamicznej nastąpiło wysycenie wapniem i magnezem, co doprowadziło do jego precypitacji w postaci kalcytu lub dolomitu. Z danych zamieszczonych na rysunku 2 wynika, że w wodach gruntowych gleb płowych może dochodzić do wytrącania głównie kalcytu, natomiast w wodach czarnych ziem następuje przede wszystkim precypitacja dolomitu.

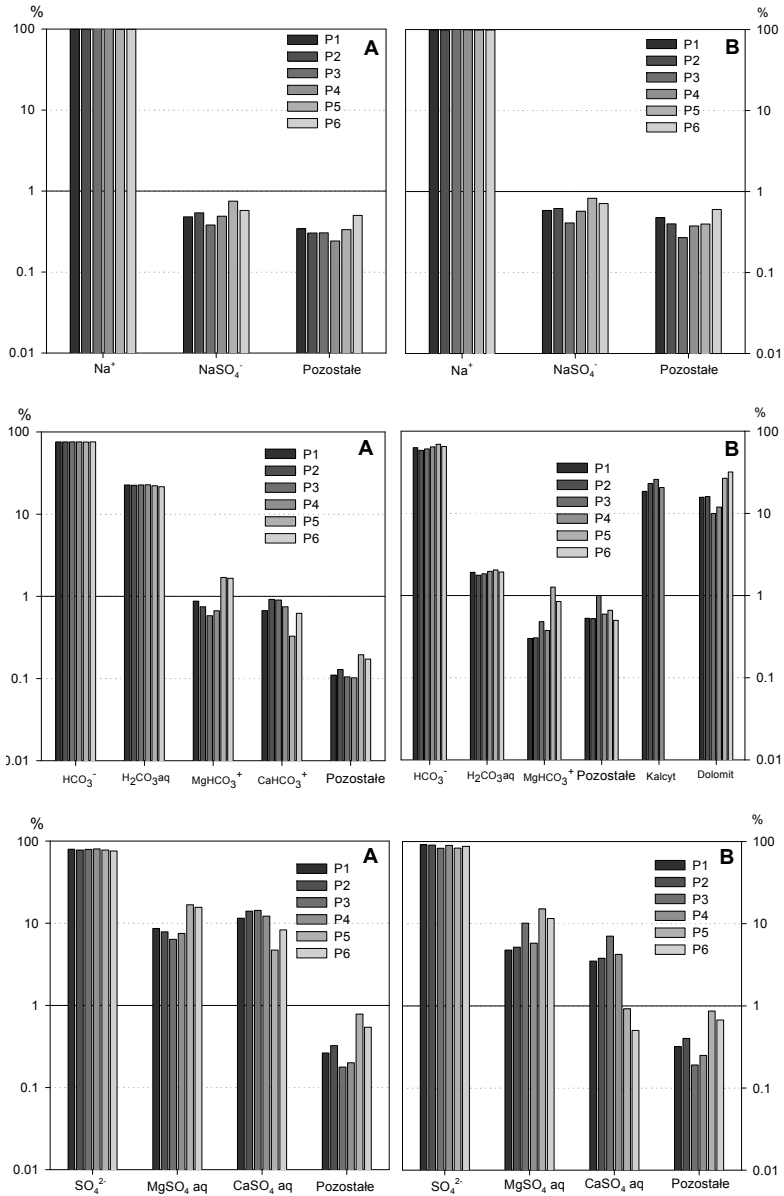
Podobnie, jak w przypadku wapnia, tak i magnez przy odczynie równym 7,0 pH występował głównie w postaci wolnego jonu  $\text{Mg}^{2+}$  (od 87% do 92% wszystkich form) (rys. 2). Drugą formą był wodny kompleks siarczanu magnezu  $\text{MgSO}_4(\text{aq})$ , którego udział wahał się w zakresie od 6% do 12%. Trzecią formą występowania magnezu w analizowanych wodach gruntowych przy odczynie 7,0 pH był wodorowęglan magnezu  $\text{MgHCO}_3^-$ , którego udział nie przekraczał 4%. Wzrost odczynu do pH 8,0 mógł spowodować wytrącanie się magnezu w postaci dolomitu, przy czym w wodach gruntowych gleb płowych (P1–P3) ta forma nie przekraczała 30% całkowitej ilości magnezu, natomiast w wodach czarnych ziem (P4–P6) udział  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$  był większy i wynosił od 35% do 43%.

Potas i sód występowały w analizowanych wodach głównie w postaci wolnych jonów  $\text{K}^+$  i  $\text{Na}^+$  (rys. 2–3). Udział formy  $\text{K}^+$  wynosił ponad 99% przy odczynie równym 7,0 pH, jak i 8,0 pH, podobnie jak w przypadku wolnego jonu  $\text{Na}^+$ .



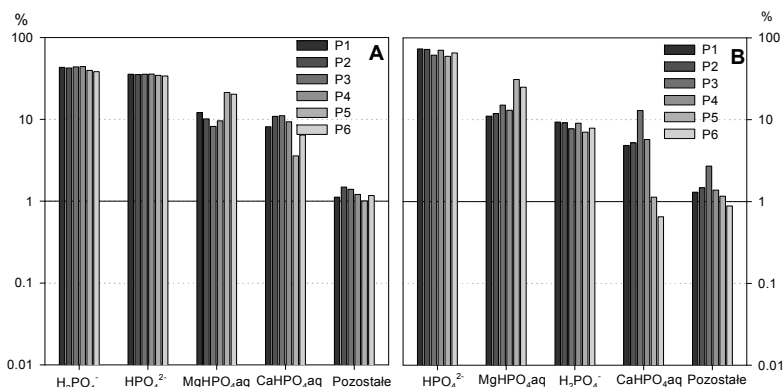
**Rys. 2.** Formy specjacyjne wapnia, magnezu i potasu w analizowanych wodach gruntowych przy pH 7 (A) i pH 8 (B)

**Fig. 2.** Speciation forms of calcium, magnesium potassium in the analyzed groundwater at 7 pH (A) and 8 pH (B)



**Rys. 3.** Formy specjacyjne sodu, węglanów i siarczanów w analizowanych wodach gruntowych przy pH 7 (A) i pH 8 (B)

**Fig. 3.** Speciation forms of sodium, carbonates and sulfates in the analyzed groundwater at 7 pH (A) and 8 pH (B)



**Rys. 4.** Formy specjacyjne fosforanów w analizowanych wodach gruntowych przy pH 7 (A) i pH 8 (B)

**Fig. 4.** Speciation forms of phosphates in the analyzed groundwater at 7 pH (A) and 8 pH (B)

Przy odczynie równym 7,0 pH w analizowanych wodach gruntowych spośród węglanów najliczniej występował wodorowęglan ( $\text{HCO}_3^-$ ), którego udział wynosił około 75% (rys. 3). W dużych ilościach także występował wodny kompleks  $\text{H}_2\text{CO}_3(\text{aq})$  (od 21% do 22%).  $\text{CaHCO}_3^-$  oraz  $\text{MgHCO}_3^-$  stanowiły około 1% wszystkich form, przy czym w wodach gruntowych czarnych ziemi obserwowano większy udział  $\text{MgHCO}_3^-$  aniżeli  $\text{CaHCO}_3^-$ , natomiast w wodach gleb płowych odwrotnie. Istotne zmiany form węglanów występują przy wzroście odczynu do 8 pH. Przy tej wartości odczynu udział  $\text{HCO}_3^-$  zmalał do około 60% w wodach gruntowych gleb płowych, natomiast w wodach czarnych ziemi do około 67%. Także wyraźnie zmniejszył się udział wodnego roztworu  $\text{H}_2\text{CO}_3(\text{aq})$  do około 2%. To zmniejszenie udziału  $\text{HCO}_3^-$  i  $\text{H}_2\text{CO}_3(\text{aq})$  w analizowanych wodach gruntowych spowodowane było precypitacją kalcytu i dolomitu przy wzroście odczynu. Przy czym w wodach studzienek P1–P4 wytrąceniu mógł ulec, zarówno kalcyt, jak i dolomit (z przewagą kalcytu), natomiast w wodach gruntowych czarnych ziemi podnóża stoku (P5 i P6) tylko dolomit.

Zarówno przy odczynie 7,0 pH, jak i 8,0 pH w analizowanych wodach, spośród siarczanów dominowała forma wolnego jonu  $\text{SO}_4^{2-}$  (rys. 3), której udział zwiększył się z 75–80% (pH 7) do 83–91% (pH 8,0) przy wzroście odczynu. W dużych ilościach występowały także



wodne kompleksy  $\text{MgSO}_4(\text{aq})$  i  $\text{CaSO}_4(\text{aq})$ , przy czym w wodach studzienek P1–P4 udział  $\text{MgSO}_4(\text{aq})$  wynosił od 6% do 8% podczas gdy  $\text{CaSO}_4(\text{aq})$  od 11% do 14%, natomiast w wodach gruntowych czarnych ziem  $\text{MgSO}_4(\text{aq})$  było od 16% do 17% a  $\text{CaSO}_4(\text{aq})$  od 5% do 8% przy pH równym 7,0.

Spośród fosforanów przy odczynie 7,0 pH dominowały jony  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  (38–43%), następnie  $\text{HPO}_4^{2-}$  (od 34% do 36%) (rys. 4). Również w dużych ilościach występowały wodne kompleksy  $\text{MgHPO}_4(\text{aq})$  i  $\text{CaHPO}_4(\text{aq})$ , przy czym w wodach studzienek P1–P4 przeważał  $\text{CaHPO}_4(\text{aq})$  nad  $\text{MgHPO}_4(\text{aq})$ , natomiast w wodach gruntowych P5 i P6 odwrotnie. Przy wzroście odczynu do pH 8,0 zmieniła się forma dominująca specjacji fosforanów z  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  na  $\text{HPO}_4^{2-}$ .

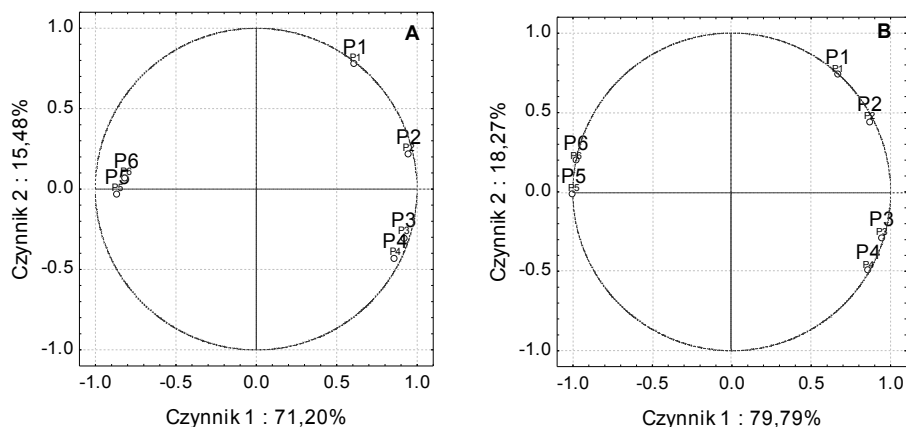
#### 4. Dyskusja

Otrzymane wyniki badań nad zróżnicowaniem chemizmu wód gruntowych wykazały, że były to wody silnie zmineralizowane a wapń i magnez były składnikami dominującymi spośród kationów, co jest cechą charakterystyczną wód zlewni, w której dominują węglanowe materiały macierzyste gleb [7,12,13], przy czym w wodach studzienek P1–P4 dominował wapń, natomiast w wodach podnóża stoku (P5 i P6) magnez. Takie katalne różnicowanie się zawartości wapnia i magnezu w analizowanych wodach gruntowych związane było z występowaniem w materiale macierzystym podnóża stoku węglanów magnezowo-wapniowych i węglanów magnezu [7].

Wyniki niniejszych badań wskazują na przestrzenne zróżnicowanie chemizmu wód gruntowych. Przykładem są wody gruntowe gleb położonych najniżej w reliefie (P5, P6), które charakteryzowały się wysokimi stężeniami większości badanych składników i wyraźnie różniły się chemizmu wód gleb wyższych partii stoku. Studzienki P5 i P6 zlokalizowane są w obrębie rynn glacialnej, o innym składzie materiałów macierzystych, co determinuje skład chemiczny wód gruntowych. Chociaż jak podaje **Komisarek** [7], chemizm wód gruntowych może być modyfikowany przez wody o innym składzie chemicznym szczególnie kiedy występują nieciągłości litologiczne. Wydawać by się mogło, że chemizm wód gruntowych studzienki P4 powinien charakteryzować się stężeniami analizowanych składników podobnymi do tych, które obserwowano w stanowi-

skach P5 i P6. Jednak z przeprowadzonych badań wynika, że ilości tych składników w wodach gruntowych stanowiska P4 były zbliżone z wodami gleb P1–P3. Związane mogło to być z dopływem wód z wyższych partii kateny, które jak podaje **Komisarek** [7] ulegają zobojętnieniu i są mniej agresywne w stosunku do składników obecnych w glebie.

Również w przypadku specjacji analizowanych składników rozpuszczonych w wodach gruntowych wyraźnie widać katenalne ich zróżnicowanie. Spośród specjacji analizowanych składników wynika, że przy odczynie 7 pH występują one głównie w postaci wolnych jonów i słabo związanych kompleksów wodnych, co zostało zaobserwowane we wcześniejszych badaniach [7, 8]. Przy wzroście odczynu w wodach tych, z punktu widzenia geochemicznego, przy stanie równowagi termodynamicznej następuje nasycenie wapniem i magnezem, co prowadzi do jego precypitacji w postaci kalcytu i dolomitu, przy czym w wodach gruntowych gleb podnóża stoku (P5 i P6) składniki ulegają precypitacji w postaci dolomitu, natomiast w pozostałych wodach wytrąca się kalcyt i dolomit (z przewagą kalcytu).



**Rys. 5.** Wyniki analizy składowych głównych specjacji w badanych wodach gruntowych przy odczynie 7,0 (A) i 8,0 (B) pH

**Fig. 5.** Results of principal component analysis of speciation in the analyzed groundwater at 7 pH (A) and 8 pH (B)

Zagadnienie zróżnicowania specjacji wybranych składników wód gruntowych wydają się dobrze podsumowywać wyniki analizy składowych głównych przedstawione na rysunku 5. Z danych tych wynika, że zbliżone stężenia specjacji występowały w wodach studzienek P5 i P6 przy odczynie 7,0 pH, jak i 8,0 pH. Także zbliżonymi formami chemicznymi analizowanych składników charakteryzowały się wody stanowisk P3 i P4 oraz P2 przy odczynie równym pH 7,0. Przy tym odczynie jedynie wody gruntowe gleby zlokalizowanej na wyniesieniu dennomorenowym (P1) cechowały się nieco innymi stężeniami specjacji, w porównaniu z wodami studzienek P2–P4. W przypadku wzrostu odczynu do 8,0 pH zbliżone stężenia poszczególnych specjacji są pomiędzy stanowiskami wyniesienia dennomorenowego (P1 i P2), wodami studzienek P3 i P4 oraz P5 i P6.

## **5. Wnioski**

Wyniki niniejszych badań nad zróżnicowaniem specjacji wybranych składników rozpuszczonych w wodach gruntowych układu katedralnego Pojezierza Poznańskiego pozwalają na sformułowanie następujących ogólnych wniosków i stwierdzeń:

1. Otrzymane wyniki badań potwierdziły, że zróżnicowanie stężeń składników rozpuszczonych w wodach gruntowych wykazuje związek z reliefem oraz geochemią materiałów macierzystych.
2. W wodach gruntowych falistych moren dennych dominującymi formami specjacji badanych składników są wolne jony oraz słabo związane kompleksy wodne przy odczynie 7,0 pH, natomiast przy wzroście odczynu do 8,0 pH w wodach tych wapń, magnez oraz węglany mogą występować w postaci stałej.
3. W wodach gruntowych równin dennomorenowych zbudowanych z węglanowych glin zwałowych może dochodzić do wytrącania się węglanu wapnia oraz węglanów wapniowo-magnezowych. Przy czym w czarnych ziemiach powstają głównie węglany wapniowo-magnezowe, co związane jest z dużymi stężeniami magnezu w wodach gruntowych tych gleb, natomiast w wodach gruntowych gleb płowych ze względu na duży udział wapnia – węglany wapnia.

## Literatura

1. **Adams S., Titus R., Piteresen K., Tredoux G., Harris C.:** *Hydrochemical characteristic of aquifer near Sutherland in the Western Karoo, South Africa.* J. Hydrol. 241, 91–103 (2001).
2. **Drzymala S., Cieślak W., Zadrozińska A.:** *Zawartość i rozmieszczenie składników rozpuszczonych w wodzie w glebach pod wieloletnim doświadczeniem z różnymi uprawami i przy zróżnicowanym nawożeniu.* Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 458, 341–349 (1998).
3. **Durkowski T.:** *Chemizm wód drenarskich obiektów Pomorza Zachodniego.* Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 458, 349–356 (1998).
4. **Hermanowicz W., Dojlido J., Dożańska W., Koziorowski B., Zerbe J.:** *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków.* Wyd. Arkady. Warszawa. 1999.
5. **Jeong Ch.:** *Effect of land use and urbanization on hydrochemistry and contamination of groundwater from Taejon area, Korea.* J. Hydrol. 253, 194–210 (2001).
6. **Kemmers R. H.:** *Calcium as hydrochemical characteristic for ecological states.* Tech. Bull. ICW 47, 1–16 (1986).
7. **Komisarek J.:** *Kształtowanie się właściwości gleb płowych i czarnych ziem oraz chemizmu wód gruntowych w katenie falistej Pojezierza Poznańskiego.* Roczn. AR Pozn. Rozp. Nauk. 307 (2000).
8. **Kozłowski M.:** *Reżim wodny gleb i chemizm wód gruntowych w układach katenalnych Pojezierza Poznańskiego.* Maszynopis Kat. Gleboznawstwa i Rekultywacji (2007).
9. **Liu CW., Lin KH., Kuo YM.:** *Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease in Taiwan.* The Science of the Total Environment. 313, 77–89 (2003).
10. **Macioszczyk A., Dobrzyński D.:** *Hydrogeochemia strefy aktywnej wymiany wód podziemnych.* Wyd. PWN. Warszawa, 2002.
11. **Marcinek J., Kaźmierowski C., Komisarek J.:** *Rozmieszczenie gleb i zróżnicowanie ich właściwości w katenie falistej moreny dennej Pojezierza Poznańskiego.* Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 460, 53–73 (1998).
12. **Marcinek J., Komisarek J., Kaźmierowski C.:** *Dynamika składników rozpuszczonych w wodach gruntowych uprawnych gleb płowych i czarnych ziem.* Roczn. AR Pozn. 268, Melior. Inż. Środ. 15, cz. 1, 69–82 (1994).
13. **Marcinek J., Komisarek J., Kaźmierowski C.:** *Czasowa i przestrzenna zmienność chemizmu wód gruntowych w układzie katenalnym gleb Wielkopolski.* Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 418, 149–156 (1995).

14. **Misztal M., Smal H.:** *Skład chemiczny wód gruntowych i wyciągów glebowych w terenach różnie użytkowanych.* Roczn. Glebozn. 31, 3/4, 271–279 (1980).
15. **Płochniewski Z.:** *Zmiany jakości wód podziemnych. W: Przemiany stężeń wódnych w Polsce w wyniku procesów naturalnych i antropogenicznych.* Red. I. Dynkowska. Wyd. UJ, Kraków. 1993.
16. PN-88-C04537/04. *Woda i ścieki. Badania zawartości związków fosforu. Oznaczanie rozpuszczonych ortofosforanów kolorymetryczną metodą molibdenianową z kwasem askorbinowym jako reduktorem.* Polski Komitet Normalizacyjny. Warszawa.
17. PN-EN 25667-1. *Jakość wody. Pobieranie próbek.. Wytyczne dotyczące opracowania programów pobierania próbek.* Polski Komitet Normalizacyjny. Warszawa. 2003.
18. **Pondel H.:** *Wpływ nawożenia mineralnego na wymywanie składników pokarmowych do wód gruntowych.* Zesz. Nauk. AR Krak. 169, 16–28 (1980).
19. **Pondel H., Terelak H.:** *Skład chemiczny wód drenarskich jako podstawa oceny strat składników mineralnych wymywanych do wód gruntowych.* Pam. Puław. 75, 149–166 (1981).
20. **Pondel H., Terelak H.:** *Skład chemiczny wód opadowych oraz wód glebowo-gruntowych w rejonie Puław.* Pam. Puław. 88, 57–70 (1986).
21. **Schecher W.D., McAvoy D.C.:** *MINEQL+ user manual. Environmental research software.* Hollowele. 1994.

## Chemical Speciation of Selected Dissolved Components of Groundwater in the Catena of the Poznań Lakeland

### Abstract

The purpose of this research was to assess speciations of dissolved components of groundwater in a typical for the Poznań Lakeland catena of arable Albeluvisols and Chernozem. The researches were carried out in the cultivated catchment area of the Przybroda Experimental Station located in the north-central part of the Poznań Lakeland (west part of Poland) within the Szamotuly Plain. Every two or four weeks from 04.2005 to 03.2006 the groundwater samples, from six stationary points (wells) were collected. In groundwater samples the concentration of following ions  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , and pH, EC were determined. Taking into consideration that dissolved components in groundwater can occur in many chemical forms, the computer programs Visual Mineq was used to assess their

speciations. The observed values of groundwater pH were ranged from 6.3 to 8.3, therefore the simulations of speciation at 7.0, and 8.0 pH were done.

The results of the researches indicate, that the quantity of dissolved components in groundwater was connected both with soil location in the relief and properties of soil parent materials. The groundwater of soil located higher in a catena were characterized by lower concentrations of the analyzed components, compared with water of lowest elements of the slope. It would seem that the chemistry of groundwater in P4 well should be characterized by concentrations of the analyzed components similar to those observed in P5 and P6 soils. However, studies show that the quantities of these components in groundwater of P4 well were similar to P1-P3. It could be related to water inflow from the higher parts of catena which are neutralized and less aggressive to components contained in the soil.

Result obtained from simulation showed that calcium at pH 7.0 occurs mainly as a free ion ( $\text{Ca}^{2+}$ ), whose share ranged from 85% (P5) to 90% (P3). The second form of calcium was an aqua complex  $\text{CaSO}_4(\text{aq})$  (7-13%), and third- $\text{CaHCO}_3^-$  (1-3%). The content of  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{CaSO}_4(\text{aq})$  and  $\text{CaHCO}_3^-$  significantly decreases when pH increases to the value 8. From geochemical point of view at a thermodynamic equilibrium state there were conditions suitable for precipitation of calcium in the form of calcite and dolomite. In groundwater of the Albeluvisols calcite is precipitated mainly calcite while in Chernozem dolomite.

Magnesium also accrued mainly as a free ion  $\text{Mg}^{2+}$  (87-92%), aqua complex  $\text{MgSO}_4(\text{aq})$  and  $\text{MgHCO}_3^-$  at pH 7. The increase to pH 8 caused the precipitation of magnesium in the form of dolomite. In Albeluvisols (P1-P3) groundwater, this form do not exceed 30% of the total amount of magnesium speciation, whereas in the groundwater of Chernozem (P4-P6) the participation of  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$  was much higher..

Potassium and sodium, these two metals occurred mainly as a free ion at 7 and 8 pH.

At pH 7.0 in the analyzed groundwater from carbonate speciations bicarbonate ( $\text{HCO}_3^-$ ) occurred most frequently (75%). Aqua complex  $\text{H}_2\text{CO}_3(\text{aq})$  was a second speciation of carbonates (from 21% to 22%).  $\text{CaHCO}_3^-$  and  $\text{MgHCO}_3^-$  accounted for about 1% of all carbonate speciations, but in the groundwater of Chernozem the participation of  $\text{MgHCO}_3^-$  was greater than  $\text{CaHCO}_3^-$ , while in the groundwater of Albeluvisols vice versa. Significant changes in speciations of carbonates occurred when the pH increased to value 8. At this pH, content of  $\text{HCO}_3^-$  decreased to about 60% in groundwater of Albeluvisols while in Chernozem to 67%. The share of  $\text{H}_2\text{CO}_3(\text{aq})$  also decreased to 2%. This decrease of  $\text{HCO}_3^-$  and  $\text{H}_2\text{CO}_3(\text{aq})$  in the analyzed groundwater was due to the precipitation of calcite and dolomite. In the P1-P4 wells

carbonates could be precipitated both in form of calcite and dolomite (predominantly calcite), while in the groundwater of the P5 and P6 wells in the form of dolomite.

In the analyzed groundwater a free ion of  $\text{SO}_4^{2-}$  was a dominant speciation of sulphates, whose participation increased from 75–80% (pH 7) to 83–91% (pH 8.0) with increasing pH. Other important forms of sulphates  $\text{MgSO}_4(\text{aq})$  and  $\text{CaSO}_4(\text{aq})$  but in the P1–P4 were more  $\text{CaSO}_4(\text{aq})$  than  $\text{CaSO}_4(\text{aq})$ , while in groundwater of the P5 and P6 vice versa.

At 7.0 pH among phosphate speciations  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  ion dominated (38–43%), followed by  $\text{HPO}_4^{2-}$  (from 34% to 36%). Also, a large percentage of  $\text{MgHPO}_4(\text{aq})$  and  $\text{CaHPO}_4(\text{aq})$  were observed. In groundwater of P1–P4 wells  $\text{CaHPO}_4(\text{aq})$  dominated over  $\text{MgHPO}_4(\text{aq})$ , when in P5 and P6 reverse. The increase of pH to value 8 resulted in the dominance of  $\text{HPO}_4^{2-}$  ion.

Result from simulation test showed that analysed elements occur mainly as a free ions and aqua-complexes at 7.0 pH. At a higher pH, from thermodynamic point of view, conditions for precipitation of calcium and calcium-magnesium carbonates occurred. Furthermore, quantity of dissolved elements in groundwater and their speciations are connected with soil (well) location in the catena and properties of soil parent material.



# Wpływ temperatury, intensywności mieszania oraz napowietrzania na efektywność procesu bioługowania metali z wybranych odpadów przemysłowych

*Dorota Andrzejewska-Morzuch, Ewa Karwowska*  
*Politechnika Warszawska*

## 1. Wstęp

Obecność metali ciężkich w odpadach przemysłowych utrudnia ich bezpieczne składowanie oraz ogranicza możliwości ponownego wykorzystania. Liczne dane z piśmiennictwa potwierdzają skuteczność bioługowania przy usuwaniu metali ciężkich z osadów, popiołów oraz odpadów elektrycznych i galwanizacyjnych [1, 13]. Ze względu na zróżnicowany skład i właściwości poszczególnych typów odpadów konieczny jest dobór odpowiedniej mikroflory bioługującej, technik uwalniania metali oraz parametrów procesu. Do czynników warunkujących przebieg procesu należą m.in. temperatura, warunki tlenowe oraz sposób mieszania.

Kwasolubne mikroorganizmy, utleniające żelazo lub związki siarki mogą występować w zakresie temperatur od poniżej 10°C do ponad 100°C [10, 16]. Karwowska [12] prowadziła bioługowanie metali w temperaturze 20–24°C, natomiast Xiang i wsp. [20] – w 28°C. Wong i Henry [19] za optymalną dla *Acidithiobacillus ferrooxidans* temperaturę bioługowania uznali 20–25°C. Zaobserwowano, że mikrobiologiczne uwalnianie metali zachodziło nawet w temperaturze 0–4°C [11, 15]. Coraz szersze zastosowanie w procesach usuwania metali z odpadów znajdują drobnoustroje ciepłolubne, w tym skrajne termofile [3, 4].

Czynnikiem wpływającym na efektywność bioługowania, zwłaszcza w skali przemysłowej, jest dostępność tlenu [18]. Limitujący wpływ niedoboru tlenu na uwalnianie metali wykazali Zagury i wsp.



[21], Filali-Meknassi i wsp. [8] oraz Lizama [14], aczkolwiek pojawiają się doniesienia potwierdzające możliwość ługowania metali w przy ograniczonym dostępie tlenu [3, 7, 13]. Mieszanie zawartości układu ługującego ułatwia równomierne natlenienie oraz zapewnia przepływ ciepła. Zbyt intensywne mieszanie i towarzyszące mu turbulencje mogą jednak powodować zahamowanie procesu, na skutek utrudnionego przylegania bakterii [5, 6].

Przedmiotem niniejszej pracy była ocena wpływu temperatury, mieszania i napowietrzania na efektywność eliminacji wybranych metali ciężkich z popiołu oraz odpadu pogalwanicznego.

## 2. Metodyka badań

W badaniach wykorzystano dwa rodzaje odpadów przemysłowych: szlam pogalwaniczny oraz popiół z elektrociepłowni. Zawartości metali w odpadach przedstawiono w tabeli 1.

**Tabela 1.** Zawartość metali w odpadach

**Table 1.** Heavy metals content in wastes

Rodzaj odpadu	Zawartość metali [mg/kg odpadu]					
	Zn	Cu	Pb	Cd	Ni	Cr
Odpad pogalwaniczny	2186,4	1281,0	1189,3	4,0	38349,6	60,9
Popiół z elektrociepłowni	440,9	168,2	40,6	22,8	141,4	20,9

Uziarnienie odpadu galwanizatorskiego wynosiło 1–2 mm a uwodnienie 53%, natomiast dla popiołu – odpowiednio 0,1–0,3 mm i 1%.

Proces bioługowania prowadzono z użyciem hodowli na bazie osadu czynnego z miejskiej oczyszczalni ścieków. Obecność w nim bakterii z gatunku *Acidithiobacillus thiooxidans*, utleniających siarkę do kwasu siarkowego, potwierdzono przy użyciu metody PCR.

Wstępną adaptację hodowli do wzrostu w obecności 1% siarki prowadzono w temperaturze  $20^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ , w warunkach wytrząsania (120 rpm) do uzyskania pH 1–2 i miana bakterii kwasolubnych na poziomie  $10^{-6}$ .

Następnie do kolbek zawierających 150 ml hodowli wprowadzono 10 g odpowiedniego odpadu i prowadzono proces bioługowania przez 14 dni w czterech wariantach doświadczalnych (tab. 2).

**Tabela 2.** Parametry procesu bioługowania**Table 2.** The bioleaching process parameters

Wariant	Temperatura	Prędkość mieszania	Napowietrzanie sprężonym powietrzem
A	22°C	125rpm	nie
B	22°C	50rpm	nie
C	37°C	125rpm	nie
D	22°C	*	tak

\* mieszanie przez napowietrzanie

Po 14 dniach wykonano oznaczenia zawartości cynku, miedzi, ołowiu, kadmu, niklu i chromu w poszczególnych hodowlach (po 4 serie pomiarowe), metodą atomowej spektrometrii absorpcyjnej. Obliczono wartość średnią, odchylenie standardowe oraz współczynnik zmienności. Określono pH hodowli po zakończeniu procesu bioługowania.

### 3. Wyniki badań

Wyniki bioługowania w poszczególnych wariantach hodowli wraz z analizą statystyczną przedstawiono w tabeli 3 i 4. Ilości metali usunięte z popiołu były znacznie wyższe aniżeli w przypadku odpadu pogalwanicznego, z którego stosunkowo wydajnie ługowane były jedynie kadm i chrom.

Stosunkowo krótki czas bioługowania (14 dni) powodował, że tylko niektóre metale były usuwane ze średnią wydajnością przekraczającą kilkanaście procent. Średnią efektywność bioługowania metali z badanych odpadów przedstawiono na rys. 1. W przypadku odpadu pogalwanicznego pominięto metale, których wydajność ługowania we wszystkich wariantach była niższa niż 3%.

Zaobserwowano, że podniesienie temperatury procesu z 22 do 37°C skutkowało wzrostem efektywności uwalniania z badanych odpadów prawie wszystkich metali z wyjątkiem kadmu w odpadzie galwanizatorskim, który ługowany był intensywniej w temperaturze 22°C.

W przypadku większości badanych metali korzystniejszy efekt dało zastosowanie mieszania na poziomie 50 rpm. Pozytywny wpływ intensywniejszego mieszania (125 rpm) stwierdzono jedynie dla Zn z popiołu oraz Cd z odpadów pogalwanicznych.

**Tabela 3.** Ilości metali uwolnionych z odpadu pogalwanicznego po 14 dniach bioługowania w zależności od zastosowanych parametrów procesu

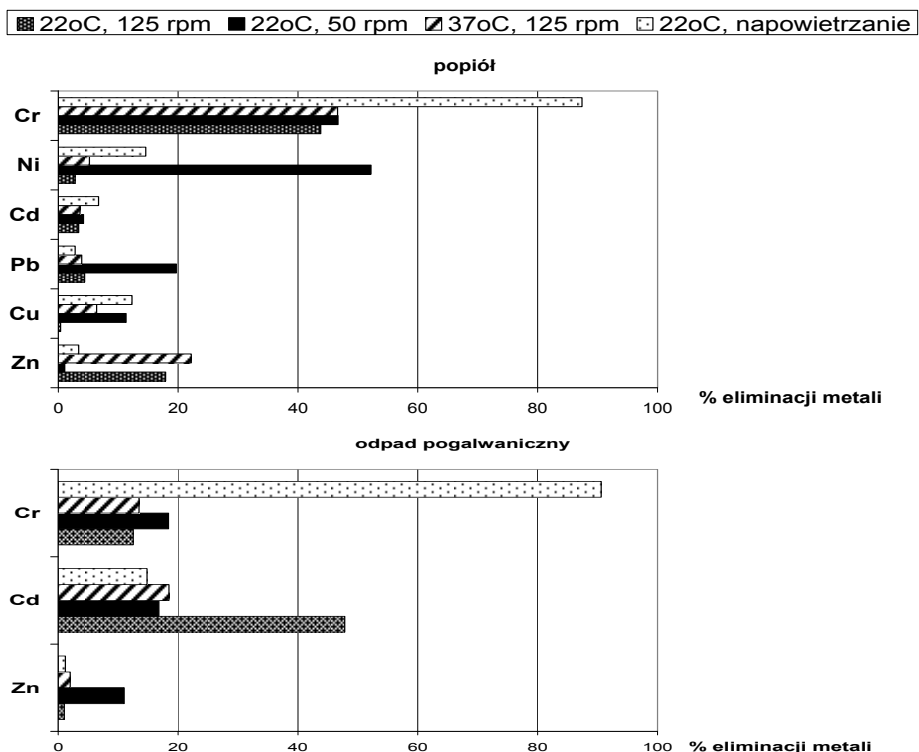
**Table 3.** The amounts of metals released from the galvanic waste after 14 days of bioleaching, depending on applied process parameters

Wariant hodowli		Rodzaj metalu					
		Zn	Cu	Pb	Cd	Ni	Cr
A	Średnia [mg/kg]	21,93	6,08	1,16	1,91	31,02	7,60
	Odchylenie ST.	17,25	1,57	1,21	2,63	12,90	13,58
	Wsp. zmienności	78,64	25,86	104,41	137,42	41,59	178,66
B	Średnia [mg/kg]	237,92	32,61	27,78	0,67	1024,46	11,24
	Odchylenie ST.	109,25	34,98	19,36	0,11	318,23	11,83
	Wsp. zmienności	45,92	107,27	69,69	16,16	31,06	105,27
C	Średnia [mg/kg]	41,27	11,88	2,36	0,74	49,08	8,22
	Odchylenie ST.	12,65	6,98	1,65	0,29	23,73	14,29
	Wsp. zmienności	30,67	58,74	70,03	38,77	48,34	173,69
D	Średnia [mg/kg]	26,70	15,38	1,92	0,59	24,70	55,28
	Odchylenie ST.	19,00	4,28	0,39	0,17	17,00	88,46
	Wsp. zmienności	71,18	27,81	20,63	28,75	68,84	160,03

**Tabela 4.** Ilości metali uwolnionych z popiołu po 14 dniach bioługowania w zależności od zastosowanych parametrów procesu

**Table 4.** The amounts of metals released from the ash after 14 days of bioleaching, depending on applied process parameters

Wariant hodowli		Rodzaj ługowanego metalu					
		Zn	Cu	Pb	Cd	Ni	Cr
A	Średnia [mg/kg]	78,94	0,72	1,80	0,76	3,93	9,20
	Odchylenie ST.	154,17	0,71	0,96	0,27	5,05	9,42
	Wsp. zmienności	195,3	98,68	53,57	36,16	128,49	102,5
B	Średnia [mg/kg]	4,88	18,89	8,06	0,96	73,68	9,79
	Odchylenie ST.	1,88	29,39	13,95	0,35	138,88	12,95
	Wsp. zmienności	38,6	155,64	173,09	36,44	188,49	132,25
C	Średnia [mg/kg]	97,74	10,67	1,58	0,82	7,29	9,74
	Odchylenie ST.	192,69	9,25	1,85	0,54	12,20	14,01
	Wsp. zmienności	195,16	86,74	117,42	65,84	167,4	143,85
D	Średnia [mg/kg]	14,97	20,71	1,15	1,53	20,70	18,27
	Odchylenie ST.	16,67	10,17	0,58	1,20	23,38	6,33
	Wsp. Zmienności	111,38	49,12	50,2	79,13	112,96	34,68



Rys.1. Średnia efektywność bioługowania metali (%) w zależności od zastosowanych parametrów procesu

Fig 1. The average effectiveness of metals bioleaching (%) depending on process parameters

Uzyskane wyniki nie pozwoliły na jednoznaczną ocenę wpływu napowietrzania na efektywność uwalniania metali z badanych odpadów. Napowietrzanie próbki sprężonym powietrzem sprzyjało bioługowaniu z popiołu miedzi, kadmu i nikiel i chromu, podczas gdy ołów, a zwłaszcza cynk były usuwane wydajniej w hodowli wytrząsanej. W przypadku odpadu galwanizatorskiego, stymulujący wpływ napowietrzania stwierdzono jedynie dla chromu.

Duża niejednorodność badanych odpadów skutkowałą dość znacznymi rozbieżnościami jeśli chodzi o wydajność usuwania metali z odpadów stwierdzoną dla poszczególnych serii pomiarowych. Przy niezbyt wysokich wartościach średnich, maksymalna uzyskana w pojedynczej serii wydajność bioługowania sięgała 100% dla Cr z odpadu

pogalwanicznego, natomiast dla popiołu – 87,9% Zn, 37,5% Cu, 71,4% Pb, 11,3% Cd oraz 100% Ni i Cr.

#### 4. Podsumowanie wyników badań

Takie czynniki jak temperatura czy zawartość tlenu mogą w znaczący sposób wpływać na efektywność uwalniania metali. Filali-Meknassi i wsp. [8], wykazali, że wzrost stężenia rozpuszczonego tlenu powodował wzrost zakwaszenia oraz zwiększenie potencjału oksydoredukcyjnego w układzie bioługującym. Zaobserwowano, że wzrost temperatury stymulował produkcję kwasu przez bakterie [17]. Stwierdzono także wpływ temperatury na specyficzną szybkość wzrostu bakterii zakwaszających oraz na selekcję i aktywność drobnoustrojów uczestniczących w procesie [2, 9, 17].

W ramach niniejszej pracy podjęto próbę przeanalizowania wpływu temperatury, intensywności mieszania oraz napowietrzania hodowli ługujących na uwalnianie metali z dwóch wybranych rodzajów odpadów: popiołu z elektrociepłowni oraz szlamu pogalwanicznego.

Z odpadu galwanizerskiego dość efektywnemu wymywaniu ulegały jedynie kadm i chrom, przy czym badane parametry procesu wpływały odmiennie na bioługowanie każdego z metali. Uwalnianiu Cd sprzyjała niższa temperatura i mieszanie z szybkością 125 rpm. W próbie napowietrzanej maksymalna wydajność bioługowania Cd była znacznie niższa aniżeli w hodowli nie napowietrzanej. Napowietrzanie hodowli powodowało natomiast bardzo znaczny wzrost wydajności usuwania Cr (z kilkunastu do ponad 90%). Zastosowanie mieszania na poziomie 50 rpm lub temperatury 37°C powodowało nieznacznie lepszy efekt usunięcia Cr z odpadu galwanizerskiego.

W przypadku popiołu prawie wszystkie metale (z wyjątkiem Pb) uwalniane były nieco intensywniej w temperaturze 37°C aniżeli w 22°C. Napowietrzanie hodowli sprzyjało eliminacji z odpadu miedzi, kadmu, niklu i chromu. Efektu tego nie zaobserwowano dla cynku i ołowiu. Cu, Pb, Ni i Cr uwalniane były efektywniej przy prędkości mieszania 50 rpm, natomiast Zn – 125 rpm. Dla kadmu nie stwierdzono różnic pomiędzy hodowlami o różnej intensywności mieszania.

Analiza wpływu poszczególnych badanych parametrów na uwalnianie takich metali jak kadm czy cynk z popiołu i odpadu pogalwanicznego wykazała ich zróżnicowaną podatność na bioługowanie dla każdego z odpadów. Jedną z przyczyn mogła być forma występowania metali

w danym odpadzie. Wcześniejsze badania odpadów pogalwanicznych i popiołów wykazały, że w popiołach dominowała frakcja kadmu związana z tlenkami żelaza i manganu i w mniejszym stopniu – frakcja organiczna, natomiast cynk występował we frakcji związanej z tlenkami oraz pozostałościowej. W przypadku odpadów galwanizerskich metale te występują głównie w postaci wodorotlenków i w mniejszym stopniu – tlenków.

Przeprowadzone badania potwierdziły, że wpływ poszczególnych parametrów procesu bioługowania zależy zarówno od rodzaju metalu jak i typu odpadu. Przedmiotem dalszych badań mających na celu opracowanie optymalnych parametrów procesu powinna być szczegółowa analiza form występowania poszczególnych metali w odpadach, warunkująca ich podatność na ługowanie.

*Praca finansowana ze środków Ministerstwa Nauki  
i Szkolnictwa Wyższego w ramach projektu nr O680/B/PO1/2009*

## Literatura

1. **Blazek V., Zavada J., Bouchal T., Lebr J., Fecko P.:** *Leaching of Copper and Tin from Electronic Waste Using Acidithiobacillus ferrooxidans*. Inżynieria Mineralna, 1(29), 1–8 (2012)
2. **Brierley C.L.:** *Bacterial succession in bioheap leaching*. Hydrometalurgia, 59, 249–255 (2001).
3. **Bullock C.:** *The Archaea – a biochemical perspective*. Biochemistry and Molecular Biology Education, 28, 86–191 (2000).
4. **D'Hugues P., Foucher S., Gallé-Cavalloni P., Morin D.:** *Continuous bioleaching of chalcopyrite using a novel extremely thermophilic mixed culture*. International Journal of Mineral Processing, 66, 107–119 (2002).
5. **Deveci H.:** *Effect of particle size and shape of solids on the viability of acidophilic bacteria during mixing in stirred tank reactors*. Hydrometalurgia, 71, 385–396 (2004).
6. **Deveci H.:** *Effect of solids on viability of acidophilic bacteria*. Minerals Engineering, 15, 1181–1189 (2002).
7. **Donati E., Pogliani C., Boiardi J.L.:** *Anaerobic leaching of covellite by Thiobacillus ferrooxidans*. Applied Microbiology and Biotechnology, 47, 636–639 (1997).
8. **Filali-Meknassi Y., Tyagi R.D., Narasiah K.S.:** *Simultaneous sewage sludge digestion and metal leaching: effect of aeration*. Process Biochemistry, 36, 263–273 (2000).

9. **Franzmann P.D., Haddad C.M., Hawkes R.B., Robertson W.J., Plumb J.J.:** *Effects of temperature on the rates of iron and sulfur oxidation by selected Bacteria and Archaea: application of the Ratkowsky equation.* Mineral Engineering, 18, 1304–1314 (2005).
10. **Johnson D.B.:** *Biodiversity and ecology of acidophilic microorganisms.* FEMS Microbiology Ecology, 27, 307–317 (1998)
11. **Johnson D.B.:** *Importance of microbial ecology in the development of new mineral technologies.* Hydrometallurgy, 59, 147–157 (2001).
12. **Karwowska E.:** *Mikrobiologiczne procesy usuwania metali ze ścieków i szlamów galwanizerskich.* Prace naukowe Inżynieria Środowiska. Zeszyt 51. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej. Warszawa 2007.
13. **Lee J., Pandey B.D.:** *Bio-processing of solid wastes and secondary resources for metal extraction – A review.* Waste Management 32, 3–18 (2012).
14. **Lizama H.M.:** *Copper bioleaching behaviour in an aerated heap.* International Journal of Mineral Processing, 62, 257–269 (2001).
15. **Quereshi S., Richards B.K., Steenhuis T.S., McBride M.B., Baveye P., Dousset S.:** *Microbial acidification and pH effects on trace element release from sewage sludge.* Environmental Pollution, 132, 61–71 (2004).
16. **Rezza I., Salinas E., Elorza M., Sanz de Tosetti M., Donati E.:** *Mechanisms involved in bioleaching of aluminosilicate by heterotrophic microorganisms.* Process Biochemistry, 36, 495–500 (2001).
17. **Tyagi R.D., Sreekrishnan T.R., Blais J.F., Campbell P.G.C.:** *Kinetics of heavy metal bioleaching from sewage sludge III. Temperature effects.* Water Research, 28, 11, 2367–2375 (1994).
18. **Valanzuela L., Beard S., Shabanowitz J., Hunt D.F., Jerez C.:** *Genomics, metagenomics and proteomics in biomining microorganisms.* Biotechnology Advances, 24, 197–211 (2006).
19. **Wong L.T.K., Henry J.G.:** *Bacterial leaching of heavy metals from anaerobically digested sludge.* W: Biotreatment Systems Vol 2. CRC Press. ed. Donald Wise, 126–169 (1986).
20. **Xiang L., Chan L.C., Wong J.W.C.:** *Removal of heavy metals from anaerobically digested sewage sludge by isolated indigenous iron-oxidizing bacteria.* Chemosphere, 41, 283–287 (2000).
21. **Zagury G.J., Narasiah K.S., Tyagi R.D.:** *Bioleaching of metal-contaminated soil in a semicontinuous reactor.* Journal of Environmental Engineering –ASCE, 9, 127, 812–817 (2001).

## Impact of the Temperature, Mixing Intensity and Aeration on the Effectiveness of Metal Bioleaching from Selected Industrial Wastes

### Abstract

In the research work the influence of temperature, mixing intensity and aeration on heavy metals release from two types of industrial heavy metal containing wastes – combustion ash and galvanic waste – was analyzed. The bioleaching process was carried out using the culture based on the activated sludge as a source of active, sulphur-oxidizing microflora. The presence of *Acidithiobacillus thiooxidans* bacteria was proved using PCR technique. The culture was initially adapted to the growth in presence of 1% sulphur, up to the moment it achieved pH 1–2.

The experiment was carried out in four variants, with different process parameters: temperature 22°C, mixing 125 rpm, without aeration; temperature 22°C, mixing 50 rpm, without aeration; temperature 37°C, mixing 125 rpm, without aeration; temperature 22°C, mixed and aerated with compressed air.

After 14 days the amount of heavy metals released from the wastes was determined using ASA method to evaluate the process effectiveness in different experimental conditions. Mean value, standard deviation and variation coefficient was calculated. The effectiveness of heavy metals removal from the ash was significantly higher than the galvanic sludge bioleaching, in which only cadmium and chromium was effectively released (with the average effectiveness of 14.8–47.8% of Cd and 12.5–90.6% of Cr, depending on the experimental variant). In case of the combustion ash, the average removal efficiencies were: 1.1–22% of Zn, 0.4–12.3% of Cu, 2.8–19.7% of Pb, 3.4–6.7% of Cd, 2.8–52.2% of Ni and 43.8–87.4% of Cr, depending on process parameters.

The increase of temperature from 22 to 37°C resulted in the increased effectiveness of almost all metals from both tested wastes. Cadmium was the only metal that was leached better in 22°C. In case of galvanic waste, Cd was released more effectively in cultures with mixing intensity of 125 rpm, and in the culture without aeration, while the aeration was favorable to Cr release.

For the ash the additional aeration increased the removal of Cu, Cd, Ni and Cr. Copper, lead, nickel and chromium were released effectively using the 50rpm mixing but zinc – in 125 rpm. The influence of the mixing intensity on cadmium bioleaching from the ash was not observed.

The research indicated that the influence of tested parameters depended on the type of the waste as well as the kind of the metal. It is probably influenced by the other factors like the form of the metal in the waste, that should be a subject of further investigations.





## **Hydrochemiczne konsekwencje zasilania zbiorników przepływowych wodami zanieczyszczonymi**

*Andrzej Jaguś*

*Akademia Techniczno-Humanistyczna, Bielsku-Biała*

*Mariusz Rzętała*

*Uniwersytet Śląski, Sosnowiec*

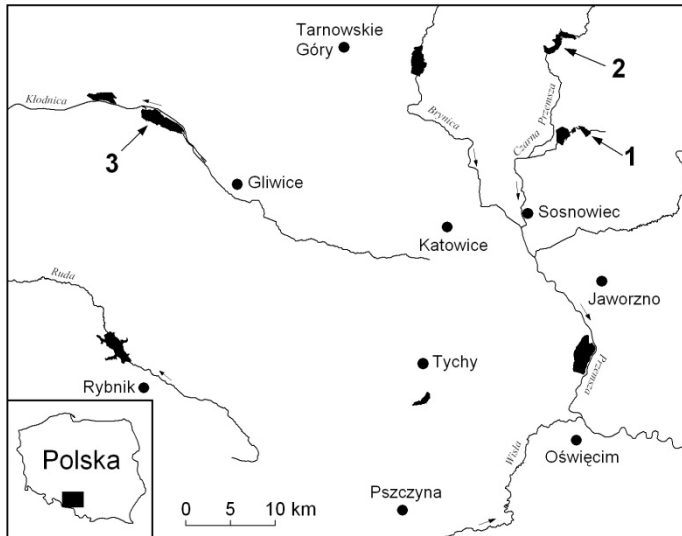
### **1. Wstęp**

Przepływowe zbiorniki wodne pełnią szereg funkcji w gospodarce człowieka i środowisku przyrodniczym. W aspekcie użytkowym, służą one między innymi: wyrównywaniu przepływu, produkcji energii elektrycznej, czerpaniu wody, rekreacji. Z kolei pod względem przyrodniczym odgrywają znaczenie w powiększaniu zasobów wodnych, tworzeniu siedlisk i ostoi fauny wodnej, kształtowaniu mikroklimatu, czy też spowalnianiu odpływu. Ostatnia spośród wymienionych funkcji może wiązać się z zapobieganiem degradacji bądź odnową jakości wód, gdyż okresowa retencja wody w zbiorniku skutkuje uruchomieniem procesów samooczyszczania znamienych dla wód stojących [10]. W uogólnieniu, zarówno niewielkim zbiornikom typu stawowego, jak i zbiornikom dużym, przypisuje się rolę oczyszczającą [8, 13, 16, 19]. Zbiorniki stawowe z makrofitami są postrzegane jako biofiltry dla wód obciążonych zanieczyszczeniami obszarowymi (zwłaszcza w przestrzeni rolniczej). Skuteczne oczyszczanie wód kierowanych do zbiorników stawowych wymaga jednak zarówno ich równomiernego rozprowadzania wzdłuż linii brzegowej, jak i zapewnienia powolnego przepływu w akwencie (poniżej 0,15 m/s) [25]. W przypadku zbiorników dużych, makrofity występują tylko w pasie litoralnym, dopływ ma charakter skoncentrowany, a woda praktycznie stagnuje. Stąd też transformację hydrochemiczną należy

wiązać nie tyle z asymilacją biologiczną, co w dużej mierze z przejmowaniem przez zbiornik znacznych ilości substancji w procesie sedymentacji [3, 7, 12, 15, 20]. Duże zbiorniki przepływowe są często traktowane jako odstożniki, kumulujące substancje przyniesione przez cieki.

Celem podjętej pracy było rozpoznanie wpływu dużych (o powierzchni co najmniej kilkudziesięciu hektarów i pojemności co najmniej kilku mln m<sup>3</sup>), przepływowych zbiorników wodnych na fluwialny transport zanieczyszczeń w warunkach różnorodnych wpływów antropogenicznych. Poszukiwano odpowiedzi na pytania: czy zbiorniki efektywnie neutralizują obciążenie zanieczyszczeniami, a także czy mogą powodować wzrost zanieczyszczenia przepływających wód. Zgodnie z doniesieniami literaturowymi [1, 19, 28], przebieg procesów hydrochemicznych w zbiornikach ma związek z charakterem zagospodarowania zlewni i jakością napływających wód, a także z parametrami limnologicznymi akwenu. Można zatem zakładać, że zasadne jest indywidualne rozpatrywanie problematyki transportu zanieczyszczeń przez dany zbiornik.

Do badań wytypowano trzy zbiorniki wodne położone w południowej Polsce w regionie górnośląskim: Pogoria I, Przeczyce, Dzierżno Duże (rys. 1). O wyborze obiektów zdecydowało rozpoznanie kartograficzno-terenowe, ujawniające zróżnicowanie antropogenizacji obszarów zlewniowych, a także analizy poglądowych materiałów państwowego monitoringu środowiska, wskazujące na zanieczyszczenie rzek zasilających zbiorniki. Region górnośląski jest jednym z najbardziej zurbanizowanych i uprzemysłowionych regionów Polski, co przekłada się na niską jakość znacznej części wód powierzchniowych. Jednocześnie posiada on cechy pojezierza, ze względu na występowanie w jego obrębie kilku tysięcy zbiorników wodnych (na ogół sztucznych) [18]. Potrzeba badań hydrochemicznych zbiorników wodnych regionu górnośląskiego wynika między innymi z faktu, że są one wielokierunkowo użytkowane, także pod kątem rekreacyjnym.



**Rys. 1.** Lokalizacja badanych zbiorników wodnych w regionie górnośląskim: 1 – zbiornik Pogoria I, 2 – zbiornik Przeczyce, 3 – zbiornik Dzierżno Duże

**Fig. 1.** Location of the water reservoirs under research in the Upper-Silesian region: 1 – Pogoria I reservoir, 2 – Przeczyce reservoir, 3 – Dzierżno Duże reservoir

## 2. Materiał i metody

Prace badawcze obejmowały lata 1990–2007. Analizy dotyczące transferu zanieczyszczeń przez zbiorniki wodne poprzedzono rozpoznaniem ich obszarów zlewniowych. Wykorzystując mapy topograficzne (w skali 1:10000), zdjęcia lotnicze i obrazy satelitarne, zidentyfikowano stan i strukturę zagospodarowania terenu zlewni. W celach weryfikacyjnych prowadzono kartowanie terenowe, określając aktualny sposób użytkowania ziemi. Materiał kartograficzny poddano digitalizacji z uwzględnieniem treści aktualizujących. W efekcie opracowano zgeneralizowane mapy użytkowania terenu zlewni – wydzielono cztery formy tworzące powierzchnię terenu: 1) wody powierzchniowe, 2) obszary zurbanizowane, w tym przemysłowe, 3) tereny leśne, w tym parki, 4) tereny rolnicze i nieużytkowane tereny zielone. Prace kartograficzno-terenowe pozwoliły na określenie charakteru antropopresji jakiej podlega dany zbiornik.

Osiągnięcie celu wymagało przeprowadzenia porównawczej analizy jakości wód dopływających i odpływających ze zbiorników. Wody

dopływu i odpływu poddawano analizie chemicznej. Bezpośrednio w terenie, za pomocą przenośnych mierników, dokonywano pomiaru odczynu i przewodności elektrolitycznej. Próbkę wody do badań laboratoryjnych transportowano w polietylenowych butelkach. W laboratorium, standardowymi metodami, prowadzono oznaczenia na zawartość zawiesiny, substancji rozpuszczonych, wapnia, chlorków, siarczanów, sodu, potasu, amoniaku, azotynów, azotanów, fosforanów. Zawartość jonów wapnia oraz oznaczenie twardości ogólnej pozwoliły na obliczenie stężenia jonów magnezu. Dane dotyczące jakości wód pozyskiwano również z archiwów instytucji prowadzących monitoring środowiska w ramach działań statutowych. Były to: Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Katowicach (WIOŚ) oraz Górnośląskie Przedsiębiorstwo Wodociągów w Katowicach (GPW).

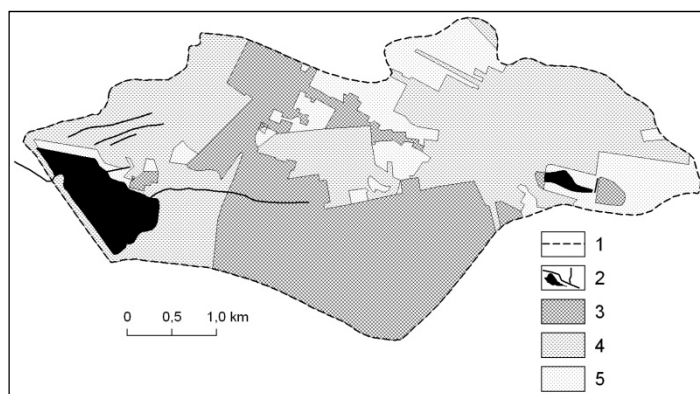
W badaniach, obok analizy stężeń w relacji dopływ-odpływ, rozpoznano ładunki substancji chemicznych dostarczanych do zbiorników i odprowadzanych z wodami odpływu. Do obliczeń ładunków wykorzystywano wielkości przepływów cieków powyżej i poniżej zbiorników. Pomiarę prędkości płynięcia wody prowadzono młynkami hydrometrycznymi typu He-Ga, natomiast obliczenia wartości przepływu dokonywano metodą rachunkową. Dane dotyczące przepływów pozyskano także w Instytucie Meteorologii i Gospodarki Wodnej (IMGW), odpowiedzialnym za monitoring meteorologiczno-hydrologiczny w aspekcie osłony przeciwpowodziowej. Dysponowano przepływami średnimi miesięcznymi, stąd też obliczano miesięczne ładunki substancji, będące podstawą dalszych obliczeń i analiz.

### **3. Wyniki i dyskusja**

#### **3.1. Zbiornik Pogoria I**

Zbiornik Pogoria I jest zbiornikiem poeksploatacyjnym (zatopione wyrobisko piasku), stanowiącym najwyższy akwen kaskady ciekę Pogoria, składającej się z trzech zbiorników: Pogoria I, Pogoria II i Pogoria III. Został on utworzony w latach 1938–1943. Posiada powierzchnię maksymalną 75 ha i pojemność całkowitą 3,6 mln m<sup>3</sup>. Ciek Pogoria, w miejscu ujścia do zbiornika Pogoria I, charakteryzuje się niewielkim przepływem – na poziomie kilkudziesięciu dm<sup>3</sup>/s. Czas wymiany wody w zbiorniku wynosi niespełna 17 miesięcy.

W zlewni zbiornika dominują tereny leśne, ale duży udział mają także tereny zurbanizowane i uprzemysłowione (rys. 2). Źródłowy odcinek Pogorii znajduje się na terenie przemysłowego zakładu hutniczego (Huta Katowice). Zbiornik jest natomiast zlokalizowany w otoczeniu kompleksu leśnego. Struktura i stan zagospodarowania zlewni zbiornika Pogoria I wskazuje, że zlewnia bezpośrednia nie stanowi zagrożenia dla jakości retencjonowanych wód. Zanieczyszczenia napływają do zbiornika za pośrednictwem Pogorii. Ciek ten jest obciążany zanieczyszczeniami w obrębie terenów przemysłowo-komunalnych.



**Rys. 2.** Zagospodarowanie powierzchni zlewni zbiornika Pogoria I: 1 – granice zlewni, 2 – wody powierzchniowe, 3 – obszary zurbanizowane (w tym przemysłowe), 4 – tereny leśne, 5 – tereny rolnicze i nieużytkowane tereny zielone

**Fig. 2.** Land use of the catchment area of the Pogoria I reservoir: 1 – catchment boundaries, 2 – surface waters, 3 – urban and industrial land, 4 – forest land, 5 – agricultural land and unused green land

Comiesięczne badania jakości wody Pogorii powyżej i poniżej zbiornika Pogoria I przeprowadzono w dwóch okresach pomiarowych: od marca 1994 r. do października 1995 r. oraz od listopada 2006 r. do lutego 2007 r. Uzyskane wyniki ujawniły, że wody dopływające zawierały duże ilości makroskładników, wskazujące na ich pochodzenie antropogeniczne. Przykładowo stężenia chlorków sięgały maksymalnie  $210 \text{ mg/dm}^3$ , a siarczanów  $215 \text{ mg/dm}^3$ . Przepływ wód przez geosystem zbiornika Pogoria I sprzyjał wyraźnej poprawie ich parametrów jako-

ściowych (tab. 1). Duże zdolności zbiornika Pogoria I do obniżania stężeń rozpuszczonych substancji mineralnych wyrażał znaczny spadek przewodności elektrolitycznej wód – o około 25% w pierwszym okresie pomiarowym i o około 50% w okresie drugim. Wyraźną rolę oczyszczającą zbiornika ujawniły zmiany stężeń substancji biogenych. W pierwszym okresie badawczym średnie stężenie azotanów na dopływie wynosiło  $9,7 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$ , a na odpływie  $1 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$ , a w przypadku fosforanów średnio dopływało  $0,3 \text{ mg PO}_4/\text{dm}^3$ , a odpływało tylko  $0,05 \text{ mg PO}_4/\text{dm}^3$ . Również w drugim okresie pomiarowym zbiornik redukował zanieczyszczenie biogenami. Widoczna była zwłaszcza redukcja zawartości fosforanów – stężenia na odpływie nie przekraczały  $0,02 \text{ mg PO}_4/\text{dm}^3$ . Analizy danych ujawniły, że jakość wód Pogorii dopływającej do zbiornika uległa znacznemu pogorszeniu w okresie pomiędzy seriami badawczymi. Jednakże owo pogorszenie nie miało przełożenia na cechy jakościowe wód wypływających ze zbiornika. Chemizm wód odpływu na przełomie 2006 i 2007 roku był bowiem podobny do zarejestrowanego w pierwszym okresie badawczym.

**Tabela 1.** Zakres wartości parametrów fizykochemicznych wód Pogorii powyżej i poniżej zbiornika Pogoria I

**Table 1.** Value ranges of physiochemical parameters of the Pogoria water above and below Pogoria I reservoir

Parametr	III 1994 r. – X 1995 r.		XI 2006 r. – II 2007 r.	
	dopływ	odpływ	dopływ	odpływ
Zawiesina [ $\text{mg}/\text{dm}^3$ ]	0,1÷23,4	0,0÷17,4	–	–
Odczyn pH	4,5÷8,3	7,8÷8,9	7,87÷7,92	7,68÷7,84
Przewodność [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	590÷875	460÷610	1244÷1267	630÷685
Ca [ $\text{mg}/\text{dm}^3$ ]	48÷200	58÷140	152÷166	68÷102
Mg [ $\text{mg}/\text{dm}^3$ ]	8,4÷54,0	3,6÷31,2	18,0÷27,6	20,4÷31,2
Na [ $\text{mg}/\text{dm}^3$ ]	15,0÷28,6	7,5÷19,6	36,1÷43,1	22,6÷24,5
K [ $\text{mg}/\text{dm}^3$ ]	2,7÷7,7	2,0÷5,8	11,3÷14,5	4,4÷4,8
Chlorki [ $\text{mg}/\text{dm}^3$ ]	46,9÷90,9	42,6÷49,7	190,0÷210,0	56,0÷64,0
Siarczany [ $\text{mg}/\text{dm}^3$ ]	95,0÷214,9	81,9÷159,1	127,0÷153,0	89,4÷91,0
$\text{NO}_3$ [ $\text{mg}/\text{dm}^3$ ]	1,2÷18,1	0,1÷2,2	12,0÷75,3	1,8÷12,0
$\text{PO}_4$ [ $\text{mg}/\text{dm}^3$ ]	0,00÷0,84	0,0÷0,14	0,16÷0,20	0,01÷0,02

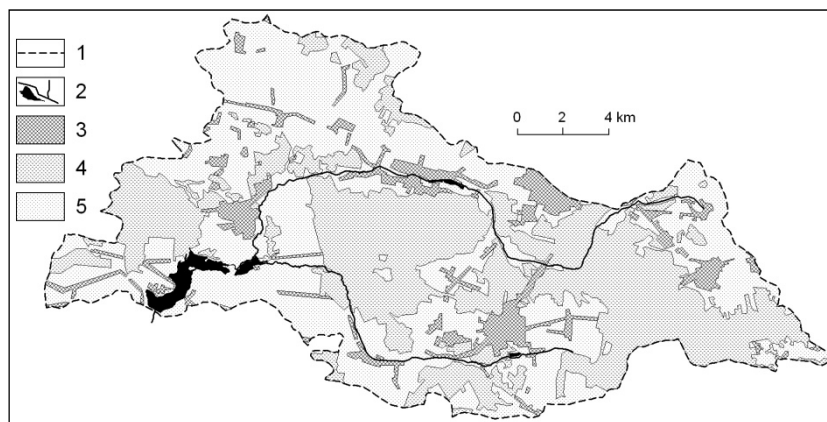
Rozpoznaną oczyszczającą rolę zbiornika Pogoria I potwierdzają wyniki badań Rzętały i in. [21] nad zawartością pierwiastków śladowych w osadach dennych. Osady były pobierane zarówno ze zbiornika Pogoria I – najwyższego akwenu kaskady Pogorii, jak i ze zbiornika Pogoria III – najniższego akwenu kaskady. Wyniki analiz fizykochemicznych pokazują, że zawartość wielu metali jest znacznie większa w osadach Pogorii I w porównaniu z osadami Pogorii III. Jest to efektem akumulowania zanieczyszczeń napływających z wodami Pogorii do zbiornika Pogoria I. Zanieczyszczenia ulegają sedymentacji w zbiorniku Pogoria I, a wypływające z niego wody transportują do niższych akwenów kaskady znacznie mniejszą ilość pierwiastków. W efekcie osady zbiornika Pogoria III zawierają dużo mniejsze ilości pierwiastków – np. ponad dziesięć razy mniej cynku, czy prawie 5 razy mniej ołowiu. Stwierdzony przez Rzętałę i in. [21] słabo alkaliczny bądź alkaliczny odczyn osadów w zbiornikach kaskady Pogorii wskazuje na stabilność osadów w kontekście uwalniania metali, które jest znamienne dla środowisk kwaśnych.

### 3.2. Zbiornik Przeczyce

Zbiornik Przeczyce, funkcjonujący jako akwen zaporowy na rzece Czarnej Przemszy, jest użytkowany od 1963 roku. Posiada powierzchnię 470 ha, a w jego misie może być zgromadzone 20,7 mln m<sup>3</sup> wody. Wymiana wody w zbiorniku następuje średnio co 42 dni. Zasilająca zbiornik Czarna Przemsza, przed ujściem do niego, przyjmuje wody rzeki Mitręgi. Zlewnia zbiornika Przeczyce w znacznej części jest zagospodarowana rolniczo – niemal połowę obszaru zajmują użytki rolne i grunty porolne (rys. 3). Z działalnością rolniczą należy też utożsamiać użytkowanie stawów hodowlanych w ujściowej części doliny Mitręgi oraz w dolinie Czarnej Przemszy powyżej zbiornika. Struktura i stan zagospodarowania terenu, w tym fakt gospodarowania rolniczego w zlewni bezpośredniej zbiornika wskazują, że antropopresja rolnicza jest dominującym czynnikiem kształtującym jakość wód Czarnej Przemszy.

Analizy transferu zanieczyszczeń przez zbiornik Przeczyce przeprowadzono dla dziesięciolecia 1990–1999 opierając się na badaniach jakości wody wykonanych przez GPW. W okresie tym, zbiornik był zasilany wodami zasobnymi w składniki biogenne. Średnia roczna zawartość azotanów w wodach dopływających na ogół przekraczała stężenie uznawane w Polsce za graniczne dla identyfikacji eutrofizacji wód płynących,

czyli  $10 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$ . Z kolei średnia roczna zawartość fosforanów wynosiła  $0,4 \text{ mg PO}_4/\text{dm}^3$ , a maksymalnie zanotowano  $2,4 \text{ mg PO}_4/\text{dm}^3$ . Duża zawartość biogenów wynikała z antropopresji rolniczej, kojarzonej z zanieczyszczeniem związkami pokarmowymi i substancjami organicznymi [4, 14, 22, 26] w warunkach niewłaściwego bilansowania pierwiastków w gospodarce nawozowej [23, 24].



**Rys. 3.** Zagospodarowanie powierzchni zlewni zbiornika Przeczyce: 1 – granice zlewni, 2 – wody powierzchniowe, 3 – obszary zurbanizowane (w tym przemysłowe), 4 – tereny leśne, 5 – tereny rolnicze i nieużytkowane tereny zielone

**Fig. 3.** Land use of the catchment area of the Przeczyce reservoir: 1 – catchment boundaries, 2 – surface waters, 3 – urban and industrial land, 4 – forest land, 5 – agricultural land and unused green land

Przepływ wód przez geosystem zbiornika Przeczyce skutkował zmianami ich niektórych parametrów jakościowych. Biorąc pod uwagę wartości średnie roczne, stwierdzono obniżanie stężeń  $\text{NH}_4$  (średnio z  $0,75$  do  $0,44 \text{ mg}/\text{dm}^3$ ),  $\text{NO}_2$  (średnio z  $0,39$  do  $0,20 \text{ mg}/\text{dm}^3$ ),  $\text{NO}_3$  (średnio z  $10,76$  do  $7,13 \text{ mg}/\text{dm}^3$ ),  $\text{Fe}$  (średnio z  $0,59$  do  $0,24 \text{ mg}/\text{dm}^3$ ) oraz  $\text{PO}_4$  (średnio z  $0,40$  do  $0,12 \text{ mg}/\text{dm}^3$ ). Jednocześnie, wskutek postępowania eutrofizacji akwenu, wzrastało zanieczyszczenie wody substancjami organicznymi (wzrost  $\text{BZT}_5$  średnio z  $3,6$  na  $4,3 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ ).

Zdolności zbiornika do kumulacji zanieczyszczeń odzwierciedla bilans ładunków substancji w ujęciu dopływ–odpływ. W skali dziesięciolecia, sucha pozostałość substancji wynoszonych ze zbiornika była nieco



wyższa od ilości wnoszonej (16130 ton – dopływ; 17065 ton – odpływ), co wskazuje ogólnie na zanieczyszczające oddziaływanie zbiornika. Jednak analizując ładunki w kolejnych latach stwierdzono, że zdolności kumulacyjne zbiornika w stosunku do poszczególnych substancji zmieniały się. W pierwszych trzech latach ładunki w relacji dopływ–odpływ były zredukowane w przypadku wszystkich badanych substancji, ale później dochodziło do obciążania rzeki poniżej zbiornika większą ilością substancji w odniesieniu do dopływu. W roku 1990 zbiornik zredukował dopływające ładunki substancji na poziomie nawet kilkudziesięciu procent (np. N-NH<sub>4</sub> – 77%, N-NO<sub>3</sub> – 65%, P-PO<sub>4</sub> – 88%). W roku 1999 redukcję ładunku stwierdzono tylko w przypadku P-PO<sub>4</sub> (tab. 2) – związki fosforu były kumulowane przez zbiornik w ciągu całego dziesięcioletniego okresu badawczego. Zanieczyszczające oddziaływanie zbiornika potwierdziły także tendencje zmian ładunków dopływających i odpływających. Ładunki dopływające cechowała słabsza tendencja wzrostowa niż odpływające. Przykładowo statystyczny coroczny wzrost dopływającego ładunku wapnia wynosił 278 ton, natomiast wzrost ładunku odpływającego tego pierwiastka wynosił corocznie aż 482 tony (tab. 2).

Zgodnie z przedstawionymi danymi, w analizowanym dziesięcioleciu nastąpiło osłabienie bądź utrata możliwości kumulacyjnych zbiornika Przeczyce w stosunku do analizowanych substancji chemicznych, za wyjątkiem fosforanów. Świadczy to o przeżyźnieniu zbiornika [2, 18], który zaczął oddawać substancje zakumulowane wcześniej oraz pochodzące z nadprodukcji biologicznej determinowanej dostępnością fosforu. Postępowanie eutrofizacji zbiornika było przesądzone wobec jego naturalnej podatności na ten proces (m.in. niewielka głębokość średnia – 4,4 m, wysoka wartość współczynnika Schindlera – 14,5), a także nadmiernego obciążenia pierwiastkami biogennymi [27, 29] – w latach 1990–1999 średnio 28 g N/m<sup>2</sup> na rok i 1,4 g P-PO<sub>4</sub>/m<sup>2</sup> na rok. Zanieczyszczające w szerokim zakresie oddziaływanie zbiornika Przeczyce jest znamienne dla zbiorników zeutrofizowanych, funkcjonujących w warunkach antropopresji rolniczej. Potwierdzają to wyniki badań Jagusia i Rzętały [6]. Częstą cechą szczególną oddziaływania takich zbiorników jest powodowanie wzrostu ilości zawiesin organicznych w wodach przepływających, ze względu na nadmierny rozwój organizmów planktonowych.

**Tabela 2.** Ładunki substancji dopływające do zbiornika Przezyce i odpływające ze zbiornika oraz tendencje zmian ich średnich rocznych wartości w okresie 1990–1999 (na podstawie danych GPW i IMGW)

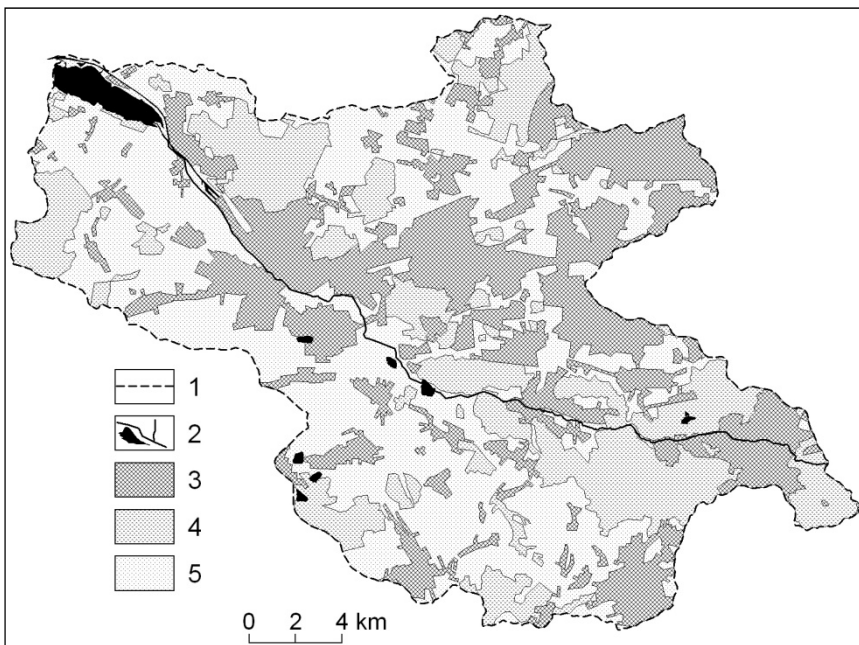
**Table 2.** Loads of substances flowing into Przezyce reservoir and leaving the reservoir and tendencies of change in mean yearly values in the years 1990–1999 (basing on the data from GPW and IMGW)

Substancja	Ładunki dopływające [tony]			Ładunki odpływające [tony]		
	1990	tendencja zmian rocznych ładunków	1999	1990	tendencja zmian rocznych ładunków	1999
BZT <sub>5</sub> (O <sub>2</sub> )	84,1	$y = 16,676x + 54,265$	87,5	79,0	$y = 21,94x + 54,268$	196,2
N-NH <sub>4</sub>	19,2	$y = 0,8758x + 17,876$	13,5	4,3	$y = 2,4324x + 1,6268$	20,0
N-NO <sub>2</sub>	2,89	$y = 0,2443x + 1,6163$	1,96	0,77	$y = 0,5103x + 0,571$	2,46
N-NO <sub>3</sub>	68,9	$y = 5,5146x + 72,873$	64,6	23,9	$y = 9,8969x + 30,042$	89,8
Ca	1697	$y = 278,02x + 1624,3$	2319	1021	$y = 482,21x + 687,09$	3835
Mg	361	$y = 58,991x + 369,31$	544	309	$y = 109,13x + 202,65$	998
Fe	14,08	$y = 1,6862x + 13,651$	15,19	2,74	$y = 2,1393x + 0,471$	15,89
Mn	3,36	$y = 0,5132x + 3,3691$	5,22	1,26	$y = 1,4407x - 1,0434$	9,72
Chlorki	779	$y = 79,504x + 790,84$	927	614	$y = 158,75x + 469,21$	1526
S-SO <sub>4</sub>	667	$y = 66,789x + 826,42$	733	406	$y = 152,2x + 448,41$	1351
P-PO <sub>4</sub>	3,81	$y = 0,6845x + 2,8081$	2,49	0,44	$y = 0,2451x + 0,3725$	1,88
Sucha pozostałość	8336	$y = 1403x + 8413,8$	12225	5664	$y = 2399,7x + 3867,1$	20296

### 3.3. Zbiornik Dzierżno Duże

Zbiornik Dzierżno Duże jest największym zbiornikiem poeksploatacyjnym w Polsce. Jest to akwen przepływowy dla wód rzeki Kłodnicy, użytkowany od 1964 roku. Jego powierzchnia maksymalna wynosi 615 ha, a pojemność całkowita 93,5 mln m<sup>3</sup>. Wymiana wody w zbiorniku następuje średnio co 4 miesiące. Zbiornik jest podpiętrzony zaporą i pełni

funkcję przeciwpowodziową, a także służy jako rezerwuuar wody dla przebiegającego w sąsiedztwie żeglownego Kanału Gliwickiego [17]. Zbiornik Dzierżno Duże funkcjonuje w warunkach silnej antropopresji miejsko-przemysłowej. W jego zlewni, aż 172,7 km<sup>2</sup> (32%) zajmują tereny zurbanizowane i uprzemysłowione (rys. 4). Są one źródłem kompleksowego i wręcz katastrofalnego zanieczyszczenia wód Kłodnicy [10, 11]. Przekłada się to na złą jakość wód zbiornika, obciążanego nie tylko makroskładnikami (w tym biogenami), ale również mikrozanieczyszczeniami. Zanieczyszczenie wód zbiornika sprawia, że jego obrzeża pozostają niezagospodarowane pod kątem turystyczno-rekreacyjnym, jak ma to miejsce w przypadku wielu innych zbiorników regionu [5].



**Rys. 4.** Zagospodarowanie powierzchni zlewni zbiornika Dzierżno Duże:

1 – granice zlewni, 2 – wody powierzchniowe, 3 – obszary zurbanizowane (w tym przemysłowe), 4 – tereny leśne, 5 – tereny rolnicze i nieużytkowane tereny zielone

**Fig. 4.** Land use of the catchment area of the Dzierżno Duże reservoir:

1 – catchment boundaries, 2 – surface waters, 3 – urban and industrial land, 4 – forest land, 5 – agricultural land and unused green land

Badania rozpoznające oddziaływanie zbiornika Dzierżno Duże na transport zanieczyszczeń Kłodnicą przeprowadzono w latach 1998–2007. W analizach, ze względu na dużą powierzchnię zbiornika, po stronie przychodów substancji uwzględniono ich ilości dostarczane nie tylko z dopływem powierzchniowym, ale także z opadami atmosferycznymi, podawane przez Rzętałę [18]. Uzyskane wyniki w pierwszej kolejności wskazują, że zbiornik można traktować jako osadnik dla zanieczyszczonych wód Kłodnicy. Dowodzą tego różnice w dostarczonym i odprowadzonym ładunku zawiesiny – średni roczny ładunek zawiesiny wprowadzany do zbiornika wynosił 47003 ton, a odpływający zaledwie 1797 ton (tab. 3). Materiał transportowany Kłodnicą jest deponowany w zbiorniku w formie delty oraz pokrywy osadów dennych. Szczególną cechą tego materiału jest obecność w jego składzie mialu węglowego, pochodzącego z zakładów urobku węgla kamiennego na obszarze zlewni. Dzięki niemu osady deltowe zbiornika Dzierżno Duże są eksploatowane na skalę przemysłową i przetwarzane na paliwo energetyczne.

Oczyszczająca rola zbiornika pod względem frakcji stałej, nie była już tak czytelna w odniesieniu do substancji rozpuszczonych w wodzie. Przemiany hydrochemiczne w zbiorniku przebiegały w warunkach bardzo wysokiego obciążenia substancjami na jednostkę powierzchni zbiornika (tab. 3). Wielkości tego obciążenia wskazywały na możliwość postępowania procesu eutrofizacji do stanu maksymalnego przeżyźnienia, czyli hipertrofii. W takich warunkach zbiornik wykazywał tylko częściowe oddziaływanie oczyszczające. Ładunek substancji rozpuszczonych w wodzie był redukowany o około 20%. Zatrzymywane były również fosforany (średnia redukcja ładunku P-PO<sub>4</sub> około 40%). Jednakże zbiornik nie wykazywał zdolności przejmowania azotynów i azotanów, natomiast bilans ładunku azotu amonowego (N-NH<sub>4</sub>) w relacji dopływ–odpływ był ujemny. Chemicznie selektywne oddziaływanie zbiornika na transport zanieczyszczeń potwierdzają dane z lat 1991–1995 prezentowane przez Rzętałę [17], a dotyczące ładunków metali ciężkich dostarczanych do zbiornika i z niego odpływających. W okresie tym, rocznie do zbiornika było dostarczane 37,5 tony ołowiu, a odpływało 44,8 tony, co wskazuje, że zbiornik nie tylko nie posiadał zdolności kumulowania tego pierwiastka, ale też oddawał go z zasobów zakumulowanych wcześniej. Podobna sytuacja dotyczyła kadmu. Wprowadzany do zbiornika roczny ładunek kadmu wynosił 6,2 tony, podczas gdy wody odpływające

wynosiły 8,4 tony tego pierwiastka. Zupełnie inaczej przedstawiał się bilans cynku (211,1 ton po stronie dopływu i zaledwie 36,1 tony po stronie odpływu), dokumentujący skuteczną rolę oczyszczającą akwenu. Zbiornik przejmował także znaczną część napływającej miedzi – ładunek był zredukowany z 19,1 ton do 8,4 tony.

**Tabela 3.** Bilans średnich rocznych ładunków substancji dla zbiornika Dzierżno Duże w latach 1998–2007

**Table 3.** Mean yearly loads of substances for Dzierżno Duże reservoir in years 1998–2007

Substancja	Dopływ		Odpływ	
	Obciążenie zbiornika [g/m <sup>2</sup> ]	Ładunek wprowadzany [tony]	Ładunek odprowadzany [tony]	Procent ładunku wprowadzanego [%]
Zawiesina	8546	47003	1797	4
N-NH <sub>4</sub>	289,1	1590,0	1875,6	118
N-NO <sub>2</sub>	10,5	57,7	55,5	96
N-NO <sub>3</sub>	88,1	484,4	472,8	98
P-PO <sub>4</sub>	53,4	293,5	180,6	62
Substancje rozpuszczone	143000	786319	629916	80

Podobnie jak w przypadku ładunków, zbiornik różnorodnie oddziaływał na kształtowanie stężeń substancji w relacji dopływ–odpływ. Wody dopływające do zbiornika były silnie zanieczyszczone. Z danych WIOŚ wynika, że w 2006 roku zawierały średnio 4424 mg/dm<sup>3</sup> substancji rozpuszczonych, z czego 1796 mg/dm<sup>3</sup> stanowiły chlorki, a 555 mg/dm<sup>3</sup> siarczany. Zanieczyszczenie substancjami rozpuszczonymi oraz zasolenie tylko nieznacznie zmniejszało się po przepłynięciu wód przez zbiornik – średnie stężenia w wodach odpływu wynosiły odpowiednio: 3580 mg/dm<sup>3</sup> substancji rozpuszczonych, 1444 mg/dm<sup>3</sup> chlorków i 491 mg/dm<sup>3</sup> siarczanów. Dużo efektywniej zredukowane było zanieczyszczenie substancjami organicznymi. Wyrażały to wyraźnie mniejsze wartości BZT<sub>5</sub> i ChZT<sub>Mn</sub> w wodach odpływających w porównaniu z rejestrowanymi w wodach dopływających. Wartości BZT<sub>5</sub> na dopływie zmieniały się w granicach 5,4–22,0 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>, a na odpływie wynosiły od 2,0 do 5,3 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>. Z kolei ChZT<sub>Mn</sub> dla wód dopływu kształtowało

się pomiędzy 14,1 a 142,3 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>, a dla wód odpływu wynosiło od 5,5 do 10,1 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>. Stężenia związków azotu i fosforu w wodach dopływających do zbiornika przekraczały poziomy charakterystyczne dla wód eutroficznych. Amoniak występował średnio w ilości 7,97 mg NH<sub>4</sub>/dm<sup>3</sup>, azotyny 1,22 mg NO<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>, azotany 12,97 mg NO<sub>3</sub>/dm<sup>3</sup>, a fosforany 2,88 mg PO<sub>4</sub>/dm<sup>3</sup>. W przypadku amoniaku, jego stężenia ulegały obniżeniu w zbiorniku, gdyż w wodach odpływających występował średnio w ilości 4,58 mg NH<sub>4</sub>/dm<sup>3</sup>. Stężenia azotynów w relacji dopływ–odpływ praktycznie nie ulegały zmianom, stężenia azotanów zwiększały się (średnio do 18,19 mg NO<sub>3</sub>/dm<sup>3</sup>), a stężenia fosforanów były obniżane (średnio do 1,28 mg PO<sub>4</sub>/dm<sup>3</sup>). Dane WIOŚ wskazują także na obniżanie stężeń cynku i miedzi przy jednoczesnym wzroście koncentracji ołowiu.

Mimo chemicznie selektywnego wpływu zbiornika Dzierżno Duże na przepływające wody Kłodnicy, jest on postrzegany jako akwen oczyszczający wody odpływające z zachodniej części konurbacji górnośląskiej. Podkreśla się zwłaszcza jego rolę w przejmowaniu frakcji stałej. Kostecki [9] określił, że w czasie 15 minut od wpływu wód Kłodnicy do zbiornika następuje depozycja 90% przynoszonych cząstek. W związku z takim oddziaływaniem, wody odpływające ze zbiornika, niemal pozbawione zawiesin, charakteryzuje duża przezroczystość i pozornie dobra jakość. Intensywne zamulanie zbiornika wymaga jednak bagrowania jego górnej części.

#### **4. Podsumowanie**

Przepływ zanieczyszczonych wód rzecznych przez zbiorniki może mieć różne konsekwencje hydrochemiczne. Podczas przepływu zmianom ulegają parametry jakościowe wód, co przekłada się na kształtowanie dodatniego lub ujemnego bilansu ładunków substancji w relacji dopływ–odpływ. Bilans równoważny zdarza się rzadko. A zatem zbiorniki pełnią rolę kumulacyjną dla zanieczyszczeń, bądź powodują obciążenie rzek dodatkową ilością uwalnianych substancji.

Badania wykazały, że w regionie górnośląskim funkcjonują zbiorniki efektywnie neutralizujące zanieczyszczenie wód rzecznych. Przykładem takiego akwenu jest zbiornik Pogoria I, funkcjonujący w warunkach quasi-naturalnej zlewni bezpośredniej. Zbiornik ten jest zasilany ciekami o niskiej zasobności wodnej i wyróżnia go długi czas wymiany

wody. W takich warunkach zanieczyszczenia są zatrzymywane w zbiorniku. Nie należy jednak wykluczać, że zbiornik utraci w przyszłości zdolności oczyszczające. Utrata zdolności oczyszczających jest możliwa, co pokazały analizy transferu zanieczyszczeń przez zbiornik Przeczyce. W początkowym okresie badań był on akwenem kumulującym zanieczyszczenia, po czym zaczął oddawać niektóre z nagromadzonych substancji, powodując wtórne zanieczyszczenie wód przepływającej przez niego rzeki Czarnej Przemszy. Dane dotyczące zbiornika Przeczyce ujawniły, że zbiorniki mogą oddziaływać jednocześnie oczyszczająco i zanieczyszczająco. Selektywność hydrochemicznego oddziaływania zbiorników była czytelna szczególnie w przypadku zbiornika Dzierżno Duże, przyjmującego zanieczyszczenia ze zlewni miejsko-przemysłowej. W dużym stopniu redukował on ładunek np. zawiesiny, fosforanów lub cynku, powodując jednocześnie wtórne zanieczyszczenie np. amoniakiem, ołowiem lub kadmem. Wynika z tego, że nawet zbiornik o cechach hipertrofizmu może przejmować niektóre zanieczyszczenia.

Zaprezentowane wyniki badań wskazują na indywidualizm zbiorników w aspekcie ich oddziaływania na fluwialny transport substancji. Można jednak zakładać, że każdy zbiornik zasilany wodami zanieczyszczonymi, z biegiem czasu będzie co najmniej częściowo (selektywnie) oddziaływał zanieczyszczająco. Należy to wiązać z postępowaniem eutrofizacji w warunkach ograniczonej możliwości kumulowania zanieczyszczeń w środowiskach limnicznych.

## Literatura

1. **Bajkiewicz-Grabowska E.:** *The influence of the physical geographic environment on the biogenous matter delivery to the lake.* Journal of Hydrological Sciences, 8(1-4), 63–73 (1981).
2. **Deryło A., Kostecki M., Szilman P.:** *Badania hydrobiologiczne zbiornika zaporowego w Przeczycach – Część I – Fizyczno-chemiczne wskaźniki jakości wody.* Archiwum Ochrony Środowiska, 26(3), 67–87 (2000).
3. **Duman F., Aksoy A., Demirezen D.:** *Seasonal variability of heavy metals in surface sediment of Lake Sapanca, Turkey.* Environmental Monitoring and Assessment, 133(1-3), 277–283 (2007).
4. **Hill A.R., McCague W.P.:** *Nitrate concentrations in streams near Alliston, Ontario, as influenced by nitrogen fertilization of adjacent fields.* Journal of Soil and Water Conservation, 29(5), 217–220 (1974).

5. **Jaguś A., Rahmonov O., Rzętała M., Rzętała M.A.:** *The essence of cultural landscape transformation in the neighbourhood of selected artificial water reservoirs in southern Poland.* [In:] Kirchner K., Wojtanowicz J. (eds): *Cultural landscapes.* Regiograph, Brno, 37–55 (2004).
6. **Jaguś A., Rzętała M.:** *Influence of agricultural anthropopression on water quality of the dam reservoirs.* *Ecological Chemistry and Engineering S*, 18(3), 359–367 (2011).
7. **Juracek K.E., Mau D.P.:** *Metals, trace elements, and organochlorine compounds in bottom sediment of Tuttle Creek Lake, Kansas, USA.* *Hydrobiologia*, 494(1-3), 277–282 (2003).
8. **Kasza H.:** *The effect of the Goczałkowice dam reservoirs on the hydrochemical conditions of the river Vistula below the dam (Southern Poland).* *Acta Hydrobiologica*, 28(1-2), 83–97 (1986).
9. **Kostecki M.:** *Zawiesina jako element zanieczyszczenia antropogenicznego ekosystemu wodnego na przykładzie zbiornika zaporowego Dzierżno Duże (woj. śląskie).* *Archiwum Ochrony Środowiska*, 26(4), 75–94 (2000).
10. **Kostecki M.:** *Alokacja i przemiany wybranych zanieczyszczeń w zbiornikach zaporowych hydrowęzła rzeki Kłodnicy i Kanale Gliwickim.* Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, Zabrze, 124 (2003).
11. **Kostecki M., Smylla A., Starczyńska A.:** *Ocena stanu sanitarnego wody antropogenicznego zbiornika wodnego Dzierżno Duże.* *Archiwum Ochrony Środowiska*, 26(4), 57–73 (2000).
12. **Łajczak A.:** *Deltas in dam-retained lakes in the Carpathian part of the Vistula drainage basin.* *Prace Geograficzne IGI GP UJ*, 116, 99–109 (2006).
13. **Mioduszewski W.:** *Ochrona i kształtowanie zasobów wodnych w krajobrazie rolniczym.* Instytut Melioracji i Użytków Zielonych, Falenty, 165 (1999).
14. **Mrkvička J., Velich J.:** *Leaching of nitrogen and of other nutrients at different levels of long-term fertilization of grassland.* *Zeszyty Naukowe AR w Krakowie*, 229, 245–259 (1989).
15. **Ochieng E.Z., Lalah J.O., Wandiga S.O.:** *Analysis of heavy metals in water and surface sediment in five rift valley lakes in Kenya for assessment of recent increase in anthropogenic activities.* *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 79(5), 570–576 (2007).
16. **Olem H. (ed.):** *Diffuse pollution.* *Water Science & Technology*, 28(3-5), 722 (1993).
17. **Rzętała M.:** *Użytkowanie jeziora poeksploatacyjnego w warunkach skrajnego obciążenia antropogenicznego na przykładzie zbiornika Dzierżno Duże.* *Geographia – Studia et Dissertationes*, 29, 15–37 (2007).



18. **Rzętała M.:** *Funkcjonowanie zbiorników wodnych oraz przebieg procesów limnicznych w warunkach zróżnicowanej antropopresji na przykładzie regionu górnośląskiego*. Wyd. Uniwersytetu Śląskiego, Katowice, 172 (2008).
19. **Rzętała M.:** *Purification of surface waters flowing in transfer reservoirs*. Polish Journal of Environmental Studies – Series of Monographs, 3, 43–50 (2009).
20. **Rzętała M.A.:** *Role of sedimentation in anthropogenic reservoirs in purification of flowing waters*. Polish Journal of Environmental Studies – Series of Monographs, 3, 51–57 (2009).
21. **Rzętała M.A., Molenda T., Rzętała M.:** *Bottom deposits as an indicator of ecological changes (on the example of artificial water reservoirs in the Pogoria catchment – Silesian Upland)*. [In:] Szczypek T., Wach J. (eds): *Anthropogenic aspects of landscape transformations*. University of Silesia – Faculty of Earth Sciences, Sosnowiec, 60–67 (2002).
22. **Sapek B.:** *Farm as a source of soil, water and air pollution with nitrogen, phosphorus and potassium*. Bibliotheca Fragmenta Agronomica, 3, 12–144 (1998).
23. **Sapek A., Sapek B.:** *Assumed non-point water pollution based on the nitrogen budget in Polish Agriculture*. Water Science and Technology, 28(3-5), 483–488 (1993).
24. **Sapek A., Sapek B.:** *Strategia gospodarowania azotem i fosforem w rolnictwie w aspekcie ochrony wód Morza Bałtyckiego*. Zeszyty Edukacyjne IMUZ, 10, 27–38 (2005).
25. **Skaggs R.W., Chescheir G.M., Gilliam J.W.:** *Wetland buffer areas for treatment of pumped agricultural drainage water*. Proceedings 14th International Congress on Irrigation and Drainage, Rio de Janeiro, 1A, 31–47 (1990).
26. **Strauch A.M., Kapust A.R., Jost C.C.:** *Impact of livestock management on water quality and streambank structure in a semi-arid, African ecosystem*. Journal of Arid Environments, 73(9), 795–803 (2009).
27. **Vollenweider R.A.:** *Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology*. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie, 37(1), 53–84 (1975).
28. **Vollenweider R.A.:** *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular references to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. OECD Technical Report DAS/CSI/68.27, Paris. 159 (1968).
29. **Zdanowski B.:** *Variability of nitrogen and phosphorus content and lake eutrophication*. Polish Archives of Hydrobiology, 29(3-4), 541–597 (1982).

## **Hydrochemical Consequences of Feeding Flow-through Reservoirs with Contaminated Water**

### **Abstract**

The research concerned flow-through reservoirs fed with contaminated river water. The aim of the research was to recognize the impact of reservoirs on fluvial transportation of contaminants. Three reservoirs, situated in the Upper-Silesian region (southern Poland) and operating in different environmental conditions, were selected for the research: Pogoria I reservoir – operating in the quasi-natural direct catchment (with fluvial load of industrial-municipal wastewater), Przeczyce reservoir – under agricultural anthropopressure, and Dzierżno Duże reservoir – under urban-industrial anthropopressure. The research included analyses of the quality of river water flowing into and leaving the reservoirs and calculation of contaminant loads at the inflows and outflows.

The research showed that Pogoria I reservoir neutralised inflowing contaminants, thus purifying the river water. Nitrogen and phosphorus compounds were particularly efficiently retained. Electrolytic conductance of water in Pogoria was reduced by up to 50%. Przeczyce reservoir was alimented with eutrophic water (especially rich in biogenic elements) from agricultural land. The reservoir accumulated contaminants at the initial stage of the research. After several years, however, it started releasing some of the accumulated substances, causing an increase in contamination of river water with e.g. organic substances. The data concerning Przeczyce reservoir revealed that reservoirs can purify water from some substances and simultaneously cause an increase in contamination with other substances. Selectivity of hydrochemical impact of reservoirs was particularly visible in case of Dzierżno Duże reservoir, which received wastewater from the urban-industrial catchment. It largely reduced the loads of suspended matter, phosphates or zinc, among other substances, at the same time causing secondary contamination with substances like ammonia, lead or cadmium.

The results of the research show individuality of reservoirs in terms of their impact on fluvial transportation of substances. It might be believed, however, that each reservoir which is fed with contaminated water will have at least partly (selectively) contaminating impact in the course of time. That should be related to increasing eutrophication in conditions of limited capacity of accumulation of contaminants in the limnic environment. Detailed assessment of transfer of substances by a particular reservoir would require individual research for that reservoir.



# System ekspertowy do oceny układu systemu dystrybucji wody sporządzony za pomocą wnioskowania indukcyjnego

*Jacek Dawidowicz*  
*Politechnika Białostocka*

## 1. Wstęp

Programy do symulacji komputerowych stosowane są powszechnie od wielu lat w modelowaniu systemów dystrybucji wody [5, 15]. Obecnie programy symulacyjne wyposażone są w wiele usprawnień w zakresie możliwości wprowadzania danych, analizy wyników, udogodnień interfejsu graficznego [6, 19]. Programy do symulacji systemów dystrybucji wody coraz częściej korzystają z możliwości GIS [21, 22] oraz CAD [23]. Oczekiwania w stosunku do programów komputerowych przeznaczonych do symulacji hydraulicznych nie ograniczają się jednak obecnie wyłącznie do podstawowych zadań. Coraz częściej dąży się do stworzenia programów komputerowych, które będą charakteryzowały się, chociaż w niewielkim stopniu pracą kreatywną, wspomagały projektanta lub operatora w podejmowaniu decyzji. Narzędzia informatyczne, które mogą być zastosowane do realizacji powyższych zadań należą metod inteligencji obliczeniowej [8, 20]. W zakres powyższego podejścia wchodzi m.in. systemy ekspertowe.

## 2. Systemy ekspertowe

Systemy ekspertowe (ang. *expert systems*) są programami komputerowymi, które na podstawie zgromadzonej wiedzy mogą wyciągać wnioski i podejmować decyzje, działając w sposób zbliżony do rozumowania człowieka [2, 3, 10, 14].

Systemy ekspertowe zbudowane są z oddzielnych, współpracujących ze sobą modułów. W jednym z nich znajduje się sformalizowana,

odseparowana od pozostałej części systemu wiedza, dotycząca określonej dziedziny. Ta część systemu nazywana jest *bazą wiedzy* (ang. *knowledge base*). Inny moduł zawiera procedury wnioskowania, czyli tzw. *maszynę wnioskującą* lub inaczej *kontroler wyводу* (ang. *inference engine*). Ważnym elementem są procedury sterowania dialogiem, czyli *interfejs* umożliwiający komunikację użytkownika z programem. Systemy ekspertowe nie posiadają jawnego opisu sposobu rozwiązania określonego problemu, czyli algorytmu. Moduł wnioskujący rozwiązuje problem we współpracy z użytkownikiem, wykorzystując wiedzę z danej dziedziny, zapisaną w bazie wiedzy.

## 2.1. Reprezentacja wiedzy w systemach ekspertowych

*Wiedza* w potocznym znaczeniu jest zbiorem wiadomości z określonej dziedziny. Wiedza może być też rozumiana jako symboliczny opis otaczającego nas świata rzeczywistego, zawierający aksjomatyczne i empiryczne relacje występujące w tym świecie. W taki sposób pojęcie wiedzy rozumiane jest w problematyce systemów ekspertowych. W tym wypadku wyróżnia się dwa podstawowe typy symbolicznej reprezentacji wiedzy:

1. reprezentacja proceduralna, polegająca na zdefiniowaniu zbioru procedur, których działanie reprezentuje wiedzę z wybranej dziedziny,
2. reprezentacja deklaratywna, polegająca na określeniu zbioru specyficznych dla rozpatrywanej dziedziny faktów, stwierdzeń, reguł.

*Reprezentacja wiedzy* zapewnia zachowanie określonego formalizmu zapisu, przez co wiedza jest „zrozumiała” dla systemu ekspertowego. Istnieje wiele metod reprezentacji wiedzy deklaratywnej, w tym reguły, sieci semantyczne, formuły logiki predykatów oraz ramy. W większości zbudowanych dotychczas systemów ekspertowych wykorzystano regułowatę reprezentację wiedzy [1].

## 2.2. Pozyskiwanie wiedzy do systemów ekspertowych

Zasadniczym problemem przy budowie systemów ekspertowych jest proces *pozyskiwania wiedzy* (ang. *knowledge acquisition*). Od jakości utworzonej bazy wiedzy w znacznej mierze zależy poprawność i efektywność funkcjonowania systemu ekspertowego. Tradycyjnymi źródłami pozyskiwania wiedzy są konsultacje ze specjalistami z określonej dzie-

dziny, obserwacja i analiza pracy eksperta, ankiety oraz literatura fachowa. Akwizycja wiedzy przy użyciu powyższych metod jest jednak zadaniem trudnym i czasochłonnym. Coraz częściej stosuje się automatyczne metody pozyskiwania wiedzy, co ma ścisły związek z zagadnieniami uczenia maszynowego (systemów uczących się) (ang. *machine learning*) [4]. Pozyskiwanie wiedzy odbywa się w tym wypadku na zasadzie analizy zbioru przykładów reprezentujących określone zagadnienie.

### 2.3. Wnioskowanie indukcyjne

Najbardziej popularną strategią automatycznego nabywania wiedzy w uczeniu maszynowym jest wnioskowanie indukcyjne. Rozumiane jest jako przechodzenie od jednostkowych obserwacji, reprezentowanych przez przykłady, do wniosków ogólnych. Opierając się na przykładach próbuje się wykryć ogólne prawidłowości w rozpatrywanym zagadnieniu. Zbiór przykładów powinien być reprezentatywny i w zadowalający sposób opisywać charakterystyczne cechy danego zagadnienia. Przykłady mogą być otrzymywane różnymi metodami, m.in. poprzez opisanie poszczególnych faktów, obserwacji lub problemów przez eksperta, generowanie przez specjalistyczne programy symulacyjne lub w wyniku odczytów z eksploatacji określonego urządzenia, itp. [10]. Uczenie się indukcyjne określane jest również jako wnioskowanie „od szczegółu do ogółu”. Uogólnienie wiedzy na podstawie wybranych przykładów, na wszystkie możliwe obiekty danego zagadnienia określa się również mianem generalizacji. Pozwala to zastosować pozyskaną wiedzę do podejmowania decyzji przy nowych obserwacjach.

Wnioskowanie indukcyjne występuje w trzech odmianach, które w uczeniu maszynowym określane są jako: uczenie się pojęć, tworzenie pojęć i uczenie się aproksymacji funkcji. W niniejszej pracy wykorzystano metodę uczenia się pojęć. Termin *pojęcie* (ang. *concept*) rozumiany jest w uczeniu maszynowym jako „ogólne określenie oznaczające zbiór (klasę) obiektów posiadających pewne wspólne właściwości, które odróżniają je od innych pojęć” [9]. Pojęcia określają więc grupy obiektów, które nazywane są *kategoriami* lub *klasami*. Uczenie się pojęć można również nazwać problemem klasyfikacji, lecz realizowanym przez techniki uczenia maszynowego.

### 3.2. Indukcja drzew decyzyjnych

Najczęściej stosowanym algorytmem wnioskowania indukcyjnego jest generowanie drzew decyzyjnych. Metoda ta została opracowana przez R. Quinlana i nazywana w kolejnych wersjach ID3, C4, C4.5 [16–18]. Drzewem decyzyjnym nazywamy graf skierowany acykliczny. Początek grafu nazywany jest korzeniem, natomiast na końcu znajdują się tzw. liście, które odpowiadają poszukiwanym klasom. Pomiedzy nimi znajdują się węzły, do których przypisane są testy pozwalające na przejście grafu od korzenia do jednego z liści, co wiąże się z wyborem odpowiedniej klasy. Testy na atrybutach w węzłach są rozłączne. Oznacza to, że dla każdego obiektu istnieje jedna, jednoznacznie określona ścieżka klasyfikacji. Obiekty są oceniane na podstawie wartości opisujących je atrybutów, zgodnie z kolejnością wynikającą ze struktury drzewa. Wybór ścieżki w drzewie decyzyjnym oparty jest na testach skonstruowanych z wykorzystaniem teorii entropii. W niniejszej pracy do indukcji drzewa decyzyjnego zastosowano system DeTree, służący do wspomagania procesu pozyskiwania wiedzy [13]. Dzięki zastosowanej indukcyjnej metodzie uczenia maszynowego możliwe jest budowanie drzew decyzyjnych na podstawie zbioru przykładów uczących. System DeTree jest niezależny dziedzinowo i może być zastosowany w różnych dziedzinach nauki. System należy do pakietu sztucznej inteligencji Sphinx [11, 12].

## 4. Sporządzenie zbioru danych uczących do indukcji drzewa decyzyjnego

Zastosowanie metody indukcji drzew decyzyjnych pociąga za sobą konieczność przygotowania zbioru przykładów uczących. Bardzo ważne jest, aby zbiór uczący w pełni reprezentował populację, czyli dziedzinę problemu. W przypadku uczenia się pojęć (klasyfikacji) w zbiorze uczącym muszą znajdować się przykłady odpowiadające wszystkim klasom. Ponadto przykłady odnoszące się do poszczególnych klas powinny opisywać właściwą zmienność atrybutów wewnątrz każdej klasy. Wykorzystując informacje o 8 systemach wodociągowych i parametrach o ich pracy, przeprowadzono obliczenia hydrauliczne sieci wodociągowych. Ponadto dokonano korekty danych w celu uzyskania wariantów obliczeniowych sieci wodociągowych, wymagających zastosowania pompowni sieciowej lub reduktora ciśnienia. Część obliczeń hy-

draulicznych wykonano celowo dla niepoprawnych układów systemów dystrybucji wody, tak by system uczący się dysponował reprezentacją powyższych warunków w zbiorze uczącym.

Przykłady uczące odnoszą się do poszczególnych węzłów sieci wodociągowych i zostały opracowane w taki sposób, by mogły służyć do oceny układu dystrybucji wody. W celu przeprowadzenia indukcji drzewa decyzyjnego zdefiniowano atrybuty charakteryzujące układy systemów dystrybucji wody:

- wysokość ciśnienia w węźle zasilającym sieć ( $H_{zrodla}$ ),
- długość najkrótszej drogi w sieci od węzła zasilającego do innego wybranego węzła ( $L_{min}$ ),
- różnica wysokości terenu pomiędzy węzłem zasilającym a bieżąco wybranym węzłem sieci ( $Roznica\_wysokosci\_terenu$ ),
- maksymalna różnica wysokości terenu występująca na najkrótszej drodze pomiędzy węzłem zasilającym a aktualnie wybranym węzłem sieci ( $Maks\_roznica\_wys\_terenu$ ),
- suma strat ciśnienia na najkrótszej drodze pomiędzy węzłem zasilającym a bieżąco wybranym węzłem sieci ( $Suma\_strat\_cis$ ),
- maksymalna wysokość ciśnienia na najkrótszej drodze pomiędzy węzłem zasilającym a wybranym węzłem sieci ( $Maks\_wys\_cis$ ),
- współczynnik chropowatości bezwzględnej  $k$ ,
- wysokość ciśnienia w wybranym węźle sieci ( $Wys\_cis\_w\_wezle$ ).

W nawiasach podano symbole atrybutów, umieszczone na schemacie drzewa decyzyjnego (rys. 1).

Wszystkie przykłady uczące, zawierające wartości podanych wyżej atrybutów, zostały opisane etykietą informującą o jego przynależności do określonej klasy. Zdefiniowano pięć klas opisujących problemy w systemie dystrybucji wody oraz jedną związaną z poprawnym układem systemu. W związku z tym drzewo decyzyjne powinno prowadzić do wyboru odpowiedniej klasy na podstawie atrybutów układu systemu dystrybucji wody. Klasy charakteryzujące stan systemu zdefiniowano w następujący sposób:

- zbyt wysokie ciśnienie w sieci (etykieta STW),
- zbyt niskie ciśnienie w sieci (etykieta STM),
- zaleca się korektę średnic w celu zmniejszenia strat ciśnienia (etykieta SR),

- zaleca się wyodrębnienie za danym węzłem oddzielnej strefy zasilanej przez pompownię sieciową (etykieta PO),
- zaleca się wyodrębnienie za danym węzłem oddzielnej strefy z reduktorem ciśnienia (etykieta RD),
- prawidłowy przebieg linii ciśnień (etykieta RP).

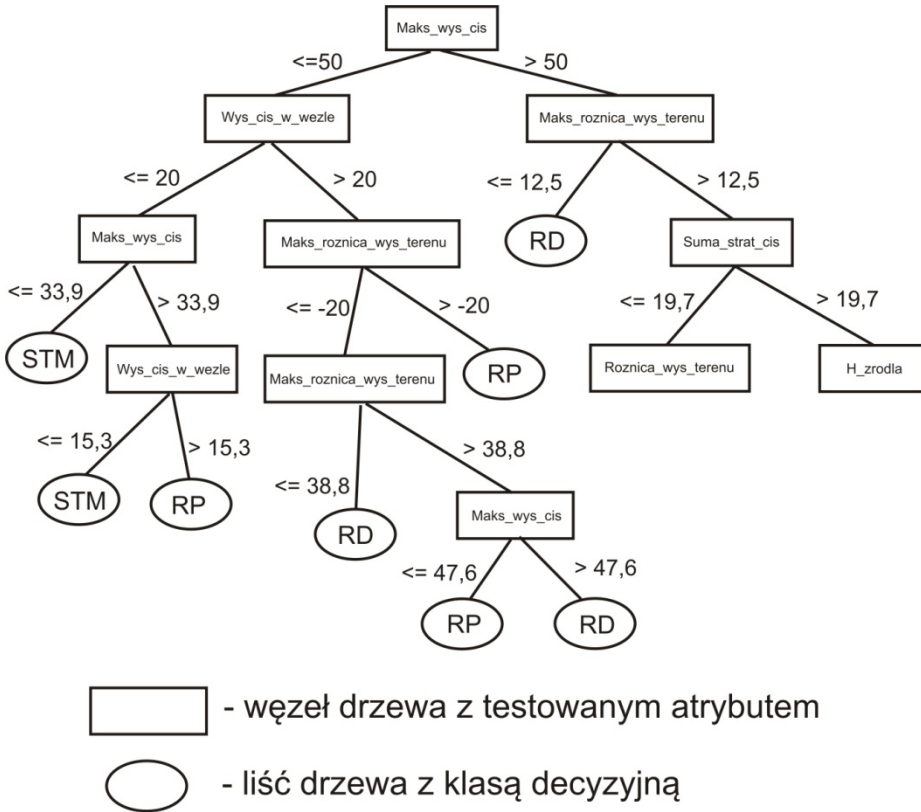
Utworzenie zbioru przykładów uczących wymagało opracowania procedury numerycznej, która pozwoliła automatycznie obliczać wartości atrybutów na podstawie wyników obliczeń. Przykłady uczące zapisano w postaci pliku bazy danych, w której wiersze (rekordy) bazy odpowiadają obiektom, natomiast kolumny atrybutom. Uzyskano zbiór 8427 przykładów uczących, reprezentujących wszystkie opisane powyżej klasy.

## **5. Indukcja drzewa decyzyjnego do oceny układu systemu dystrybucji wody**

Na podstawie przygotowanego zbioru przykładów uczących dokonano indukcji drzewa decyzyjnego przy użyciu programu DeTreeX. Zgodnie z zasadą indukcji, drzewo decyzyjne może być wykorzystywane również dla obiektów opisanych atrybutami spoza zbioru uczącego, co pozwala na zastosowanie reguł zapisanych w drzewie do oceny nowych wariantów projektowych systemu dystrybucji wody.

Reguły decyzyjne uzyskane w wyniku indukcji drzewa decyzyjnego na podstawie zgromadzonych przykładów uczących pozwalają ocenić stan systemu dystrybucji wody. Przydzielenie do określonej klasy nowego przypadku spoza zbioru uczącego, otrzymanego w kolejnych obliczeniach hydraulicznych, pozwala również ustalić, jakie kroki należy podjąć, by zapewnić odpowiednie ciśnienie w poszczególnych węzłach. Program komputerowy może wskazać celowość zastosowania pompowni sieciowej, reduktora ciśnienia lub dokonania korekty średnic przewodów. Podaje również informację o ciśnieniu zbyt niskim lub zbyt wysokim oraz prawidłowym. Ze względu na wielkość otrzymanego drzewa, rysunek 1 przedstawia fragment uzyskanego drzewa decyzyjnego z atrybutami w węzłach, regułami wyboru ścieżki w drzewie oraz klasami przypisanymi do liści drzewa.





**Rys. 1.** Fragment drzewa decyzyjnego do oceny układu systemu dystrybucji wody

**Fig. 1.** Part of the decision tree for evaluation of water distribution system

## 5. Podsumowanie i wnioski

Zaprezentowana w niniejszym artykule metoda wnioskowania indukcyjnego za pomocą drzew decyzyjnych jest skutecznym narzędziem pozyskiwania wiedzy do systemów ekspertowych i może być również stosowana w zagadnieniach zaopatrzenia w wodę.

Zdefiniowane klasy oraz opisujące je atrybuty powinny pozwolić na ocenę układu systemu dystrybucji wody oraz podjąć ewentualne kroki mające na celu poprawę rozwiązania projektowego. Otrzymane drzewo decyzyjne pozwala wygenerować reguły decyzyjne, jako reprezentację wiedzy, które następnie mogą być wykorzystywane w systemach eksper-

towych, współpracujących z tradycyjnymi programami do obliczeń hydraulicznych sieci wodociągowych.

Systemy ekspertowe w najbliższym czasie z pewnością znajdą szerokie zastosowanie w zagadnieniach zaopatrzenia w wodę.

## Literatura

1. **Bolc, L., Zaremba, J.:** *Wprowadzenie do uczenia się maszyn*. Akademicka Oficyna Wydawnicza RM, Warszawa 1992.
2. **Bubnicki Z., Grzech A.:** *Inżynieria wiedzy i systemy ekspertowe*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej. Wrocław 2000.
3. **Chromiec J., Strzemieczna E.:** *Sztuczna inteligencja. Metody konstrukcji i analizy systemów eksperckich*. Akademicka Oficyna Wydawnicza PLJ. Warszawa 1994.
4. **Cichosz P.:** *Systemy uczące się*. WNT. Warszawa 2000.
5. **Epp R., Fowler A. G.:** *Efficient Code for steady state Flows in Networks*. Journal of the Hydraulics Division, Proceedings of the American Society of Civil Engineers, Vol. 96, No. HY1, 43–56 (1970).
6. **Knapik K.:** *Dynamiczne modele w badaniach sieci wodociągowych*. Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej. Kraków 2000.
7. **Koelle, E.:** *Advanced Water Distribution Modeling And Management*. Haestad Methods Solution Center, Haestad Press, 2003.
8. **Konar A.:** *Computational Intelligence: Principles, Techniques and Applications*. Springer-Verlag 2005.
9. **Kubat M., Bratko I., Michalski R.S.:** *Review of machine learning methods, learning and data mining*. John Wiley & Sons, 3–70 (1998).
10. **Mulawka J.J.:** *Systemy ekspertowe*. WNT, Warszawa 1996.
11. **Michalik K.:** *PC-Shell 4.1 dla Windows 9x/NT/2000. Szkieletowy system ekspertowy. Część 1. Podręcznik użytkownika*. AITECH, Katowice 2004.
12. **Michalik K.:** *PC-Shell 4.1 dla Windows 9x/NT/2000. Szkieletowy system ekspertowy. Część 2. Podręcznik inżyniera wiedzy*. AITECH, Katowice 2004.
13. **Michalik K.:** *DeTreex 4.0 dla Windows 9x/NT/2000. Indukcyjny system pozyskiwania wiedzy. Podręcznik użytkownika*. AITECH, Katowice 2003.
14. **Niederliński A.:** *Regulowe systemy ekspertowe*. Wydawnictwo Pracowni Komputerowej Jacka Skalmierskiego. Gliwice 2000.

15. **Ormsbee L.E.:** *The History of Water Distribution Network Analysis: The Computer Age*. Proceedings of the 8th Annual Water Distribution Systems Analysis Symposium, ASCE, 1–6 (2006).
16. **Quinlan J.R.:** *Induction of decision trees*. Machine Learning. Vol. 1, 81–106 (1986).
17. **Quinlan J.R.:** *C 4.5 Program for Machine Learning*. Morgan Kaufmann, San Mateo, 1993.
18. **Quinlan J.R.:** *Improved use of continuous attributes in C4.5*. Journal of Artificial Intelligence Research, Vol. 4, 77–90 (1996).
19. **Rossman, L.A.:** *EPANET 2 User's manual, EPA/600/R-00/057*. National Risk Management Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, 2000.
20. **Rutkowski L.:** *Metody i techniki sztucznej inteligencji. Inteligencja obliczeniowa*. Wydawnictwo Naukowe PAN. Warszawa, 2009.
21. **Shamsi U.M.:** *GIS applications for water, wastewater, and stormwater systems*. Taylor & Francis, 2005.
22. **Taher S.A., Labadie, J.W.:** *Optimal design of water-distribution networks with GIS*. Journal of Water Resources Planning and Management, ASCE, Vol. 122, No.4, 301–311 (1996).
23. **Waliski, M.T., Chase, D.V., Savic, D.A., Grayman, W.M., Beckwith S., Koelle E.:** *Advanced Water Distribution Modeling and Management*. Haestad Press, Waterbury, CT, 204–207 (2003).

## **Expert System for Evaluation of Water Distribution System Created with an Inductive Inference**

### **Abstract**

At present often in computer programs the methods of computational intelligence are used, in this expert systems. In building of expert systems the process of knowledge acquisition is one of the principle problem. The improvement of knowledge acquisition is received by use of the machine learning methods. The most popular strategy of knowledge acquisition in the machine learning methods is the inductive inference, in this induction of decision trees. Inductive inference is the process of reaching a general conclusion from specific examples. This paper presents results of the induction of the decision tree intended to evaluation of water distribution system. Rules kept in the decision tree make possible to estimate the new project variants of the water supply network. Applying the induction of decision trees entails the preparation of a set of examples learners. Collection of examples should be representative and sufficient-

ly describe the specific features of the problem. Using information on the eight water supply systems and the parameters of their work, the computations were performed water distribution system. The calculation results were the basis for the calculation defined in this study the variables that characterize the solution of the water distribution system. Five classes are defined to describe the water supply problems due to improper water distribution system and one associated with the correct solution. Each class will be selected on the basis of defined variables. Therefore, the decision tree should lead to the assignment of variables describing the system of water distribution to the appropriate class, characterized by the solution of the system. Using inductive inference obtained decision rules that can be used in expert system that can work with the program for the simulation of hydraulic water distribution systems.



## **Kierunki rekultywacji obszarów zdegradowanych działalnością Krakowskich Zakładów Sodowych „Solvay”**

*Maciej Gliniak, Wiktoria Sobczyk  
AGH Akademia Górniczo-Hutnicza*

### **1. Wprowadzenie**

Krakowskie Zakłady Sodowe „SOLVAY” powstały w 1901 roku na terenie obecnej dzielnicy Borek Fałęcki w Krakowie. Od początku istnienia do likwidacji w roku 1991 roku fabryka produkowała różne pochodne węgla sodu oraz wapna nawozowe. W wyniku procesu produkcyjnego powstawały odpady płynne, które metodą hydrotransportu były przenoszone i deponowane na lagunach (osadnikach).

Obszar badań jest unikatowy w warunkach Polski i Unii Europejskiej. Zdeponowane osady zawierają bardzo dużą koncentrację kationów zasadowych. Wiąże się to ze specyfiką produkcyjną Zakładów oraz używanymi surowcami do produkcji. Składowiska odpadów poprodukcyjnych stanowią trudny obiekt do prowadzenia prac rekultywacyjnych. Podłoże, jakie stanowią osady sodowe, jest uciążliwe przy rekultywacji ze względu na wywoływanie stresu u roślin i ich zamieranie.

Międzynarodowa systematyka gleb podaje dwa typy gleb słonych, których klasyfikacja opiera się na obecności w profilu glebowym poziomu o miąższości minimum 15 cm i zawartości minimum 2% soli rozpuszczalnych w wodzie. Są to Solonetz i Solonchaks – w swoim profilu zawierają charakterystyczny profil Salic [4]. Systematyka Gleb Polski [12] podaje naturalne występowanie gleb słonych w terenach nadmorskich oraz w rejonach oddziaływania złóż solankowych. Obejmuje trzy typy gleb: sołonzaki, gleby sołonzakowate oraz sołonce (dział VI systematyki). Gleby słone o charakterze antropogenicznym znajdują się

w dziale VII – gleby antropogeniczne – jako rząd gleb industrio- i urbanoziemnych.

Zasolenie wpływa na fotosyntezę, oddychanie, dystrybucję asymilatów i wzrost roślin. Obniżenie i zahamowanie asymilacji dwutlenku węgla powoduje obniżenie zawartości chlorofilu w liściach. Wzrost lub obniżenie oddychania zmienia uwodnienie komórek, co może pośrednio hamować wzrost. Mechanizmy przystosowawcze roślin do zasolenia to m.in.:

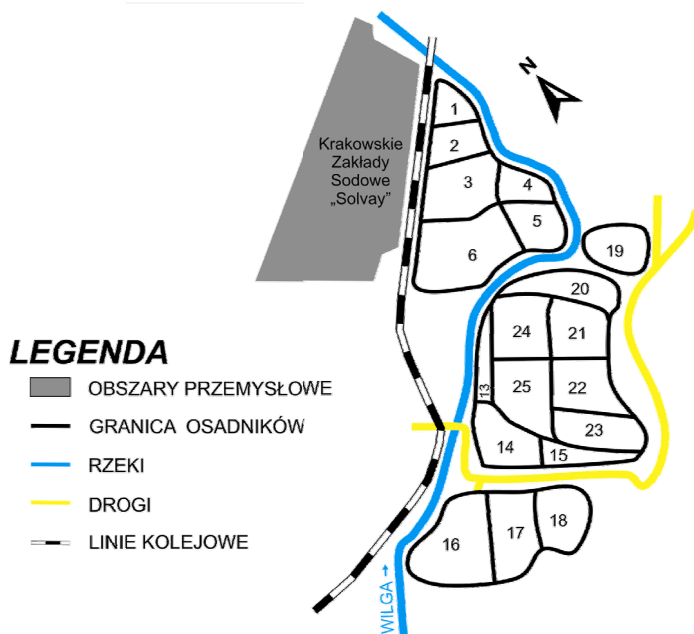
- unikanie pobierania toksycznych jonów przez korzenie roślin (wykluczanie),
- selektywne wydzielanie nadmiaru jonów przez korzenie (wydzielanie),
- pobieranie jonów i magazynowanie w korzeniu, co zapobiega uszkodzeniu części nadziemnej (dystrybucja w obrębie rośliny),
- usuwanie toksycznych jonów poprzez wydzielanie jonów, akumulację we włoskach i ich zrzucanie, zrzucanie starszych liści, pędów [1].

Współczesna rekultywacja ma na celu wkomponowanie nieciekawej formy przemysłowej w krajobraz, wyeksponowanie ciekawych form i odtworzenie przerwanych ciągów ekologicznych i związków architektoniczno-przestrzennych [10].

## **2. Teren badań**

Osadniki byłych Krakowskich Zakładów Sodowych „Solvay” zlokalizowane są w południowej części miasta Krakowa, na pograniczu dzielnic Borek Fałęcki oraz Kurdwanów. Od północy graniczą z terenem należącym do Sanktuarium Miłosierdzia Bożego w Łagiewnikach. Od strony południowej i wschodniej osadniki sąsiadują z nieużytkami należącymi do gminy Kraków. Teren na zachód od osadników zajmowała fabryka „Solvay”. Obecnie mieści się tam Centrum Handlowe Zakopianka (rys. 1).

Podłoże osadników stanowią czwartorzędowe utwory aluwialne (piaski i żwiry przewarstwione glinami) o miąższości do kilkunastu metrów, które zalegają na łąkach mioceńskich z wkładkami gipsów. Dno osadników nie posiada warstwy izolującej od podłoża, co powoduje, że są one źródłem zanieczyszczeń wód powierzchniowych i podziemnych [6].



**Rys. 1.** Szkic rozmieszczenia poszczególnych osadników Krakowskich Zakładów Sodowych „SOLVAY” [2]

**Fig. 1.** Arrangement of the lagoons Krakow Soda Works "Solvay" [2]

### 2.1. Przeprowadzone prace rekultywacyjne

Dotychczasowa rekultywacja stawów osadowych polegała na wykonaniu drenażu odwadniającego w celu osuszenia nasypów, wyrównaniu korony stawów, ukształtowaniu i zabezpieczeniu skarp, nawiezieniu ziemi i obsianiu jej trawą i krzewami. Początkowo powierzchnie osadników wykazywały odczyn pH 10,0–10,6. Pojedynczo pojawiała się roślinność halofilna (komosa sina, mannica odstająca i mchy). Z czasem warstwy przypowierzchniowe były przepłukiwane przez wody opadowe i zawartość chlorków oraz wartość pH zmalała (po trzech latach pH obniżyło się do wartości 7,0–7,5 w warstwach przypowierzchniowych). Stopniowo pojawiały się rośliny zielone i młode drzewka, przede wszystkim osika, brzoza, wierzba i topola [9, 13]. Na osadnikach oznaczono kilka gatunków grzybów (workowców) i 13 taksonów mięczaków. Nie oznaczano mikroorganizmów. Przeprowadzone badania biometryczne na siedmiu gatunkach ślimaków wykazały, że nie różnią się one znacząco od populacji występujących w środowiskach naturalnych. Rela-

tywnie bogata fauna w sztucznych siedliskach wskazuje na tendencję do samoczynnej rekultywacji osadników, której przebieg może być kontrolowany przez analizę malakologiczną (rozpoznawanie cech i charakteru środowiska geograficznego na podstawie przewodnich gatunków mięczaków) [13].

W 1994 roku opublikowano miejscowy szczegółowy plan zagospodarowania przestrzennego terenów [2], przeznaczając stawy osadowe na tereny leśno-parkowe. Plan ten stracił ważność w 2003 r. po wejściu w życie Ustawy o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym [14]. W związku z powyższym obszar obecnie nie posiada żadnego przeznaczenia użytkowego i koncepcji zagospodarowania.

### **3. Metodyka i przebieg badań terenowych i laboratoryjnych**

Badania zostały podzielone na trzy etapy. Pierwszy etap obejmował badania terenowe, polegające na wyznaczeniu reprezentatywnych miejsc na podstawie wizji lokalnej oraz dostępnych opracowań kartograficznych (w skali 1:2000). Mapy z zaznaczonymi wydzieleniami skanowano, a następnie poddawano obróbce w programie Surfer 9.0, celem ustalenia powierzchni poszczególnych stref. Następnie wykonano cztery odkrywki glebowe (fot. 1 i 2) – reprezentatywne odsłonięcia osadów poliflotacyjnych o miąższości około 200 cm. Poboru próbek (24) do badań laboratoryjnych z odkrywek (fot. 3) dokonano zgodnie z instrukcją zawartą w Polskiej Normie PN-R-04031 [11]. Określono stopień twardości według skali Mohsa, opisano teksturę, zmierzono wilgotność i przewodność warstw badanych profili aparatem TDR oraz wykonano dokumentację fotograficzną i kartograficzną.

Kolejnym etapem były badania laboratoryjne, w których pobrane uprzednio próbki poddano następującym oznaczeniom: pomiar pH metodą potencjometryczną w wodzie destylowanej i roztworze 1 m KCl, pomiar przewodności metodą konduktometryczną w wodzie destylowanej i roztworze 1 m KCl, pomiar wilgotności aktualnej metodą grawimetryczną, pomiar gęstości gleby metodą cylinderkową Kopeckiego.





**Fot. 1.** Wykop przy osadniku nr 3 – Centrum Jana Pawła II, odkrywka nr 2 [fot. M. Gliniak]

**Photo 1.** Excavation in the lagoon no. 3 – John Paul II Center, outcrop no. 2



**Fot. 2.** Wykop przy osadniku nr 17, odkrywka nr 4 [fot. M. Gliniak]

**Photo 2.** Excavation in the lagoon no.17, outcrop no. 4



**Fot. 3.** Próbka warstwy zbitej z odkrywki nr 4, głębokość 36–39 cm ppt [fot. M. Gliniak]

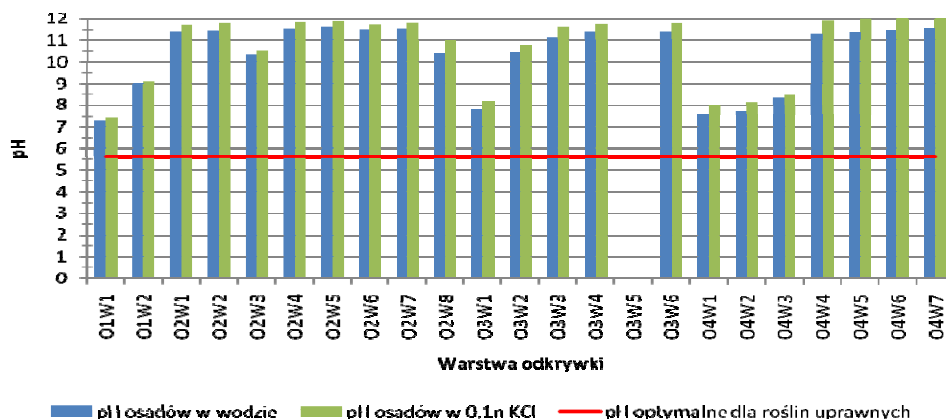
**Photo 3.** Sample of compact layer, outcrop no. 4, depth 36–39 cm below ground level

Ostatnim etapem prac było opracowanie otrzymanych wyników w programach MS Excel, SURFER 9.0, MapInfo 9.0 oraz porównanie ich z wynikami wcześniej przeprowadzonych badań oraz wynikami badań prowadzonych na podobnych obszarach w krajach Unii Europejskiej.

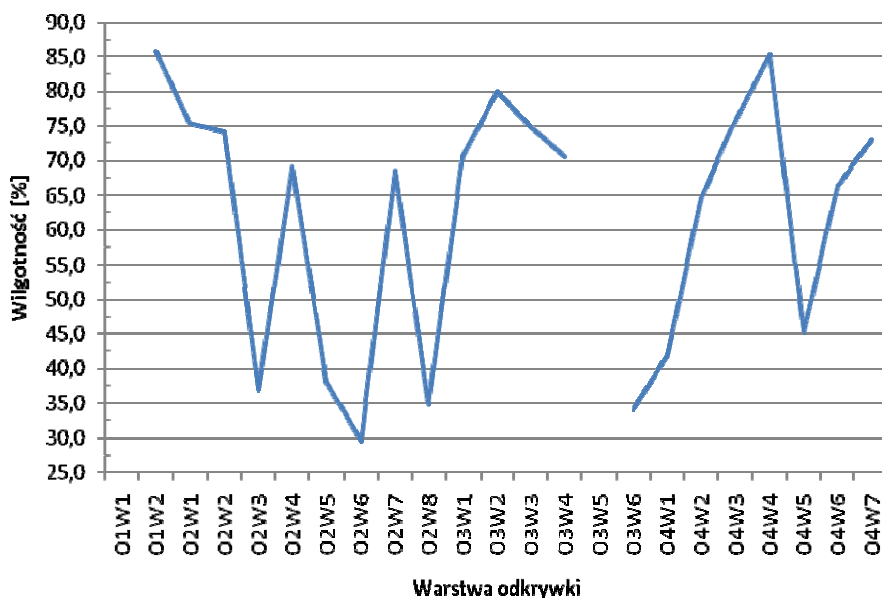
#### **4. Analiza wyników prac laboratoryjnych**

Przeprowadzone prace laboratoryjne wykazały bardzo duże zróżnicowanie warunków w obrębie osadników. Dane zaprezentowane na rys. 2, 3 i 4 pokazują bardzo duże wahania wielu parametrów, których wartości będą musiały zostać skorygowane podczas prac rekultywacyjnych.

Zarówno wartości pH badanych próbek osadów, jak i wilgotność wierzchnich warstw badanych profili są zbliżone do wartości podawanych przez Boronia, Szatko, 1998 [3].

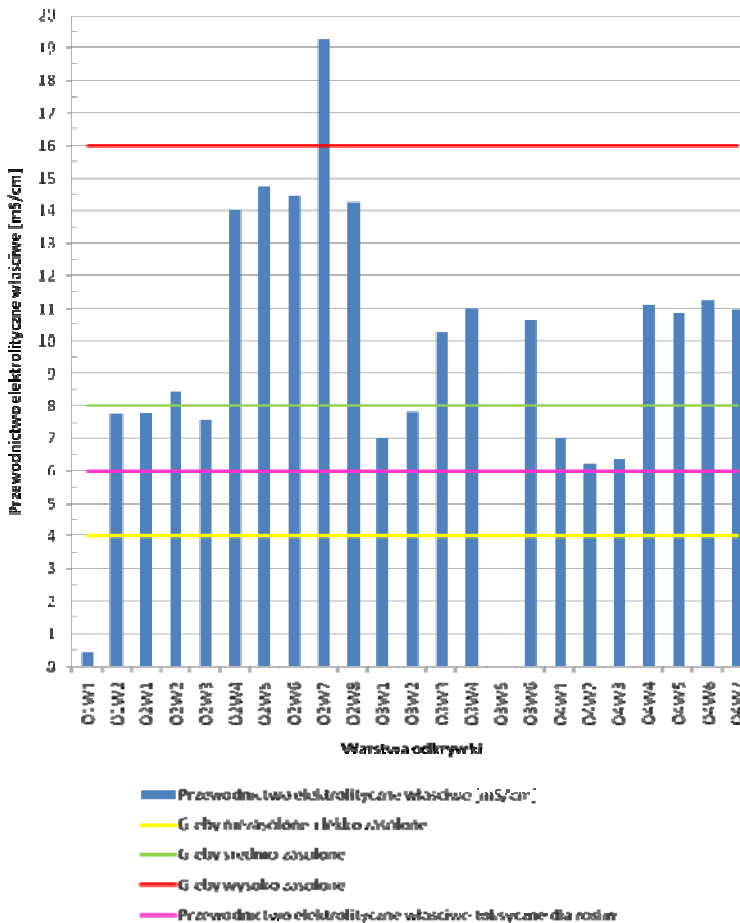


**Rys. 2.** Rozkład pH w poziomych badanych odkrywce [opr. M. Gliniak] Ox – numer kolejnej odkrywki, Wy – numer kolejnej warstwy w odkrywce Ox  
**Fig. 2.** Distribution of the pH levels analysed outcrops [ed. M. Gliniak] Ox – number of the outcrop, Wy – number of the next layer in outcrop Ox



**Rys. 3.** Rozkład wilgotności w poziomych badanych odkrywce [opr. M. Gliniak]

**Fig. 3.** Distribution of humidity in the levels of the analysed outcrops [ed. M. Gliniak]



**Rys. 4.** Przewodność elektrolityczna właściwa w poziomach badanych odkrywek (przedziały wg Jackson, 1958) [opr. M. Gliniak]

**Fig. 4.** Electrolytic conductivity test in the outcrops levels (ranges according to Jackson, 1958) [ed. M. Gliniak]

Wierzchnie warstwy odkrywek mają zbliżone przewodnictwo do podawanego przez Boronia i Szatko z 1998 roku, natomiast warstwy głębsze mają blisko dwukrotnie wyższe zasolenie niż podawane w dotychczasowych badaniach [3]. Wszystkie badane próbki odznaczają się przewodnictwem charakterystycznym dla gleb średnio zasolonych, a w pięciu przypadkach mają wartości zbliżone dla gleb wysoko zasolonych. Wszystkie próbki przekraczają wartość toksycznego zasolenia dla

roślin, wynoszącą 6 mS/cm [7]. Stwarza to bardzo trudne warunki dla prowadzenia prac rekultywacyjnych. Granica toksycznego zasolenia dla roślin kształtuje się na głębokości od 35 cm do 60 cm. Do tej głębokości będą się korzenie rośliny.

Największe wahania obserwuje się w pomiarze zasolenia i pH próbek. Wynika to z bardzo dużej różnorodności deponowanego materiału flotacyjnego oraz głębokości, na jakiej zalega. Przeprowadzone analizy wskazują także na wzrost zasolenia i pH z głębokością, a także utrudnienia w infiltracji wody pomiędzy warstwami. Porównanie wyników laboratoryjnych uzyskanych dla próbek z odkrywki 4 z pomiarami wykonanymi urządzeniem TDR dają podstawy, by przypuszczać, że warunki panujące w poszczególnych warstwach praktycznie uniemożliwiają rozwój strefy korzeniowej oraz życie fauny glebowej.

W trakcie prac terenowych stwierdzono, iż materiał gromadzony na osadnikach jest bardzo zróżnicowany i posiada układ warstwowy. Naprzemianległe warstwowanie wykazuje różny stopień twardości (1 – bardzo miękkie, 5 – bardzo zbite). Warstwy o twardości 3–5 wykazują wyższe pH i przewodnictwo niż warstwy o niższym stopniu twardości. Problem zróżnicowanej klastyczności podłoża wskazuje na bardzo słabą migrację wody w profilu i jej okresową akumulację w warstwach bardziej miękkich. Powoduje to słabe przemieszczanie kationów zasadowych w głąb profilu i bardzo powolne dealkalizowanie.

Materiał pobrany do badań wilgotnościowych, po pełnym wysyceniu wodą, wykazuje właściwości zbliżone do iltu. Prace terenowe potwierdzają tę właściwość, gdyż w badanych profilach często pojawiały się podłużne szczeliny i spękania (charakterystyczne m.in. dla lessów). Świadczy to o dużej kurczliwości materiału, co może prowadzić do rozrywania warstwy korzeniowej roślin w przypadku gwałtownego spadku uwilgotnienia.

## 5. Wnioski i rekomendacje

Na podstawie wyników badań terenowych i laboratoryjnych stwierdzono występowanie naprzemianległe warstw wilgotnych i miękkich z warstwami zbitymi i suchymi. Dodatkowo wraz ze wzrostem głębokości zauważono wzrost przewodności elektrolitycznej materiału, a tym samym zasolenia materiału. Czynniki te powodują konieczność wykonania zabiegu rekultywacji technicznej, a następnie biologicznej [5].

Rekultywacja techniczna w przypadku badanego obiektu będzie się wiązała z przeformowaniem skarp oraz nawiezieniem materiału glebowego o różnej miąższości [3]. Ze względu na pylasty charakter składowanych osadów nachylenie skarp osadników powinno wynosić 1:5 (około 20 stopni). Taki spadek zminimalizuje możliwość rozmywania i splezywania podłoża rekultywowanego podczas obfitych opadów deszczu. Dodatkowo w celu ograniczenia tego procesu w początkowej fazie rekultywacji można stosować na przykład płotki wiklinowe. Skarpy po odpowiednim uformowaniu zaleca się przykryć 25-centymetrową warstwą materiału glebowego o średnim uziarnieniu, natomiast korony osadników warstwą 120-centymetrową. Tak przygotowany obiekt można poddać procesowi rekultywacji biologicznej i rozpocząć docelowe zagospodarowanie.

Rekultywacja biologiczna powinna być prowadzona dwutorowo. Osobne rozważania dotyczyć będą skarp i koron osadników. Skarpy należy obsiać metodą hydroobsiewu mieszanką traw celem jak najszybszego zadarnienia i uniknięcia procesów erozji stokowej. W kolejnym roku po zadarnieniu wprowadza się poprzecznostokowy, pasowy układ roślinności krzewiastej, w celu umocnienia skarp przez korzenie roślin. Korony osadników należy obsadzić sadzonkami drzew i krzewów oraz obsiać teren mieszanką traw z roślinami motylkowymi. Po wykonaniu obsiewów oraz nasadzeń na terenie przez pięć lat stosuje się nawozy z dodatkami mikro- i makroelementów. W pierwszym i drugim roku należy zastosować dawki nawozów odpowiadające wymaganiom pokarmowym roślin, podwyższone o 25% normy. Jest to związane z dużą zasadowością podłoża (unieruchamianie niektórych składników pokarmowych i konieczność obniżenia odczynu) oraz jałowością w składniki pokarmowe.

Do procesu rekultywacji biologicznej zaleca się następujące gatunki roślin:

- trawy i rośliny motylkowe: zycica wielokwiatowa, kupkówka pospolita, kostrzewa czerwona, koniczyna czerwona i biała;
- krzewy: suchodrzew zwyczajny, rokitnik zwyczajny, śnieguliczka biała, trzmielina pospolita, kruszyna pospolita, róża pomarszczona, kalina koralowa;
- drzewa: czeremcha zwyczajna, klon polny, czereśnia ptasia, olsza szara, robinia akacjowa, topola osika, klon zwyczajny [8].

W założeniach parkowych i alejowych w Polsce wymienione gatunki roślin są najczęściej stosowane i najbardziej tolerancyjne. Posiadają estetyczny wygląd i są powszechnie znane wśród ogrodników i architektów krajobrazu. Dodatkową cechą takiego doboru roślin jest ich kwitnienie rozłożone w czasie, co jest dodatkowym atutem takiej kompozycji gatunkowej. Dodatkowym kryterium wyboru gatunków drzew i krzewów są ich walory estetyczne.

Ze względu na specyfikę klimatu siedliska oraz podłoża trudno jednoznacznie wskazać rośliny odporne. Przy częściowym ulepszeniu podłoża rośliny te powinny rozwijać się poprawnie, zwłaszcza, że rekultywacja prowadzona jest z warstwą izolacyjną. Zależy to jednak od kierunku rekultywacji i późniejszego zagospodarowania.

### 13. Podsumowanie

Panujące od lat stereotypy, upowszechniające wiedzę o terenach poprzemysłowych jako krajobrazach zdewastowanych i stanowiących zagrożenie dla środowiska przyrodniczego, należy w sposób ciągły zmieniać. Rekultywacja to kierunek, wykorzystujący najnowocześniejsze pomysły, techniki i strategie. Jej zadaniem jest przywracanie miastom i ich mieszkańcom „przestrzeni straconych”, terenów zdegradowanych, zniszczonych. Transformacja następuje przez ich adaptację na różne formy celu publicznego, m.in. edukacyjne (centra dydaktyczno-edukacyjne), tereny piknikowe, muzea i skanseny na wolnym powietrzu, ścieżki rowerowe, tereny sportowe, opery, amfiteatry, parki, ogrody botaniczne, ogrody skalne [15].

Obecnie obszar „białych mórz” nie jest tak uciążliwy, jak po likwidacji zakładów. Obsadzenie nasypów zielenią utworzy filtr biologiczny i mechaniczny oczyszczający powietrze. Składowane odpady pod względem właściwości fizycznych i fizykochemicznych zapewniają roślinom odpowiednie warunki wodne i powietrzne, zbliżone do warunków gleb naturalnych. Skarpy osadników należy zabezpieczyć przed erozją, zbudować schodki i bezpieczne wejścia.

Na 70-hektarowym terenie, znajdującym się w centrum osiedli mieszkaniowych, można zaprojektować place zabaw, boiska sportowe, korty tenisowe, sztuczne ściany wspinaczkowe i inne obiekty sportowe oraz zlokalizować punkty widokowe w miejscach, z których można oglądać ciekawą panoramę Krakowa i Pogórza Wielickiego.

Zrealizowano w ramach pracy statutowej  
w KISPS AGH (umowa nr No 11.11.100.482)

## Literatura

1. **Bilski J.:** *Zakwaszenie i zasolenie podłoża jako czynniki stresowe dla roślin.* Roczniki Nauk Rolniczych PAN, Tom 222, PWN. 1990.
2. Biuro Rozwoju Krakowa: *Miejscowy plan szczegółowy zagospodarowania przestrzennego terenów Krakowskich Zakładów Sodowych „Solvay” w likwidacji, w rejonie ulic: Zakopiańskiej, Myślenickiej i Podmokłej.* Skala 1:2000. Kraków 1994.
3. **Boroń K. J., Szatko E.:** *Biological aspect of soda wastes decanters reclamation in the former Kraków Soda Plant “Solvay”.* w: Fox H. R., Moore H. M., McIntosh A. D., 1998 – Land Reclamation, achieving sustainable benefits. Balkema, Rotterdam 1998.
4. FAO: *World reference base for soil resources 2006.*
5. **Golda T.:** *Rekultywacja.* Uczelniane Wydawnictwa Naukowo-Dydaktyczne AGH, Kraków 2005.
6. **Gradziński R.:** *Przewodnik geologiczny po okolicach Krakowa.* PWN, Warszawa 1972.
7. **Jackson M.:** *Soil chemical analysis.* Constable Ltd., London 1958.
8. **Karczewska A.:** *Ochrona gleb i rekultywacja terenów zdegradowanych.* Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego, Wrocław 2008.
9. **Małecki Z. (red.):** *Problemy sozologiczne aglomeracji miejsko-przemysłowych. Restrukturyzacja – likwidacja – zagospodarowanie KZS „Solvay”.* Kom. Inż. Środ. PAN, biuletyn nr 1, Kraków 1997.
10. **Myga-Piątek U.:** *Spór o pojęcie krajobrazu w geografii i dziedzinach pokrewnych.* Prz. Geograf. 73: 163–176 (2001).
11. Polska Norma PN-R-04031
12. *Systematyka Gleb Polski. Roczniki Gleboznawcze,* 1989, nr 40.
13. **Trzczińska-Tacik H.:** *Szata roślinna na zwalach Krakowskich Zakładów Sodowych w kontekście ich rekultywacji.* w: Przewodnik III Konferencji Sozologicznej PTG. Sozologia na obszarze antropopresji – przykład Krakowa. AGH, Kraków 1993.
14. Ustawa z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (Dz.U. 2003 nr 80 poz. 717).
15. **Zachariasz A.:** *Park w kamieniołomie.* w: Kształtowanie krajobrazu terenów poeksploatacyjnych w górnictwie. Mat. Konf. AGH, Politechnika Krakowska, 102–111. Kraków 2003.



## **Ways of Reclamation of Degraded Areas by Kraków Soda Plant "Solvay"**

### **Abstract**

Recultivation process is a work proceeding to restoration the natural values and utilities of degraded areas by human activity. This article attempts to develop the concept of biological remediation and revitalization lagoons after Kraków Soda Works "Solvay". Base for the concept development of this area are the salinity and pH of the material taken from the outcrops.

The article describes the effects of soil salinity and plants stress is putting by the results of field studies and laboratory tests and their interpretation. Indicated model rehabilitation work resulting from soil conditions.

Research methodology is a three steps. The first one consisted of field tests: determination of representative seats on the basis of the site and available mapping. Then made four pit soil, sediments representing the unveiling of the tailings. Sampling was made in accordance with the instructions contained in the Polish Norm PN-R-04031. The degree of hardness on the Mohs scale and texture, measured moisture and conductivity profiles of the layers by TDR apparatus, made photographic documentation and mapping. The next step was to study the laboratory, where samples were assayed: pH, conductivity, humidity and density of the soil. The final stage of the work was to develop the results obtained in the MS Excel, SURFER 9.0, MapInfo 9.0 and compare them with previously conducted studies and research carried out in similar areas in the European Union.

Based on the results of field studies and laboratory tests were found that all test samples are characterized to medium saline soils, and in five cases have values similar to the highly saline soils. Also, all the samples exceed the toxic effects of salinity on plants up to a 6 mS/cm. These factors make it necessary to perform the technical and biological recultivation.

Technical land reclamation in the case of the test object will be associated with the remodelling slopes by soil material of varying thickness in order to improve habitat conditions for plants. Rising out of the trees must be cut. Slopes formed after appropriate it is recommended that cover 25-centimeter layer of soil material with an average grain size, while the lagoons of the crown 50-centimeter layer. Thus prepared, the object can be subjected to bio-remediation process.

Biological reclamation should be conducted in two ways. Slopes should sow a hydroseeding method as soon as possible to avoid the creation of sodding and erosion processes conical. The following year, after grass raising, shrubby vegetation belt system to reinforce slopes by plant roots.



## Zmiany stanów i zapasów wody w lesie mieszanym świeżym na obszarze Leśnego Kompleksu Promocyjnego Lasy Rychtałskie

*Mariusz Korytowski, Czesław Szafranski  
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

### 1. Wstęp

Ważnym elementem polityki wodnej w krajach Unii Europejskiej, stały się sposoby rozwiązywania problemów niedoborów wody i możliwości zwiększenia efektywności jej zużycia w różnych sektorach [3]. Z uwagi na dużą zmienność czasową i przestrzenną zasobów wodnych oraz przewidywane globalne zmiany klimatu jednym z ważniejszych zadań gospodarki wodnej w Polsce jest zwiększanie zdolności retencyjnych zarówno na obszarach wiejskich jak i leśnych [4]. Zagadnienie to wydaje się być szczególnie ważne, zwłaszcza że w kraju coraz więcej jest regionów gdzie nasilający się deficyt wody dotkliwie dał się we znaki również zlewniom leśnym [3]. Istotnym elementem prowadzącym do zwiększenia zasobów wodnych w tych zlewniach jest właściwe rozpoznanie możliwości retencyjnych poszczególnych siedlisk. Zdolności te uzależnione są, oprócz zapasów wody gromadzonych w wierzchnich warstwach gleby, w dużej mierze od przebiegu i wahań stanów wód gruntowych. Ogólnie stwierdza się, że amplitudy wahań stanów wód gruntowych w siedliskach leśnych są jednym ze wskaźników zdolności retencyjnych gleb tych siedlisk [6,7]. Konieczne są zatem dalsze badania dotyczące zdolności retencyjnych siedlisk leśnych i ich zmian, w aspekcie zarówno możliwości zwiększenia zasobów wodnych, ale także w kontekście ochrony tych siedlisk. Jak podaje Pierzgałski [10] to właśnie warunki wodne należą do głównych czynników decydujących o stabilnym rozwoju drzewostanów.

Celem pracy było określenie zmian stanów i zapasów wody w siedlisku lasu mieszanego świeżego usytuowanego na obszarze Leśnego Kompleksu Promocyjnego Lasy Rychtałskie.

## 2. Materiał i metody

W pracy przedstawiono wyniki badań przeprowadzonych w roku hydrologicznym 2008/2009 w siedlisku lasu mieszanego świeżego występującego w otoczeniu śródleśnego oczka wodnego nr 6 (rys. 1) usytuowanego w leśnictwie Laski.



**Rys. 1.** Lokalizacja zlewni śródleśnego oczka wodnego nr 6 na terenie Leśnego Zakładu Doświadczalnego Siemianice

**Fig. 1.** Location of catchment of pond No 6 at Siemianice Forest Experimental Farm

Lasy tego leśnictwa należą do Leśnego Zakładu Doświadczalnego Siemianice Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu. Przeważającym gatunkiem drzewostanu w tym obszarze jest sosna w wieku około 100 lat. W pokrywie glebowej dominują gleby płowe zbrunatniałe, o uziarnieniu piasku gliniastego zalegającego na utworach ilasto-gliniastych.

Stany wód gruntowych w badanym roku hydrologicznym, mierzono w 2 studzienkach, z częstotliwością raz na tydzień. Uwilgotnienie wierzchnich warstw badanych gleb określano na początku i końcu każdego półrocza hydrologicznego na podstawie pomiarów w mikrozlewni analogu zlokalizowanej w leśnictwie Marianka. Zlewnia ta jest usytuowana również na terenie Leśnego Zakładu Doświadczalnego Siemianice, a panujące w niej warunki glebowe i siedliskowe są zbliżone do warunków w omawianej zlewni. Do oznaczeń wilgotności metodą suszarkowo-wagową pobierano próbki gleby o nienaruszonej strukturze, w trzech powtórzeniach z każdego poziomu genetycznego profilu glebowych, wykonywanych w pobliżu studzienek do pomiaru stanów wód gruntowych. Zmiany zapasów wody w siedliskach leśnych w zlewni oczka określono na podstawie zmian wilgotności w warstwie 0–100 cm i od 100 cm do najniższego położenia zwierciadła wody gruntowej.

Analizę zmian stanów i zapasów wody, przeprowadzono dla profili 1.1' i 2.6, reprezentatywnych dla siedliska lasu mieszanego świeżego. Zasięgi typów siedliskowych lasu w zlewni oczka nr 6 określono na podstawie operatu glebowo – siedliskowego [9].

### **3. Wyniki badań**

Analizowany rok hydrologiczny 2008/2009 był rokiem zbliżonym do średniego, w którym suma opadów wyniosła 579 mm i była wyższa od średniej z wielolecia o 7 mm (tab. 1), przy temperaturze powietrza zbliżonej do średniej. Półrocze zimowe tego roku było średnio suche, gdyż opady w tym półroczu były mniejsze od średniej z wielolecia o 46 mm. Natomiast średnia temperatura powietrza wyniosła 2,8°C i była wyższa od średniej o 0,4°C. Najwyższą miesięczną sumę opadów, w omawianym półroczu zimowym (60 mm) stwierdzono w marcu, a najniższą wynoszącą 3 mm w kwietniu. Natomiast półrocze letnie analizowanego roku było średnio mokre, gdyż suma opadów była wyższa od średniej z wielolecia o 53 mm, przy zbliżonej do średniej temperaturze

powietrza. Miesiącem o najwyższej sumie opadów (116 mm) był czerwiec a najniższą miesięczną sumę opadów (28 mm) odnotowano w sierpniu.

**Tabela 1.** Półroczne i roczna suma opadów atmosferycznych oraz średnie półroczne i roczna temperatura powietrza w roku hydrologicznym 2008/2009 i ich odchylenia od średnich z wielolecia 1974–2010

**Table 1.** Half-year and yearly precipitation sum and average air temperature in 2008/2009 hydrological year, and their deviations from averages of multiyear 1974–2010

Wyszczególnienie Specification	Opad [mm] Precipitation [mm]			Temperatura [°C] Temperature [°C]		
	zima winter XI–IV	lato summer V–X	rok year XI–X	zima winter XI–IV	lato summer V–X	rok year XI–X
Średnia z wielolecia Average of multiyear	207	365	572	2,4	15,5	9,0
Rok 2008/2009 Year 2008/2009	161	418	579	2,8	14,7	8,7
Odchylenie Deviations	-46	53	7	0,4	-0,8	-0,3

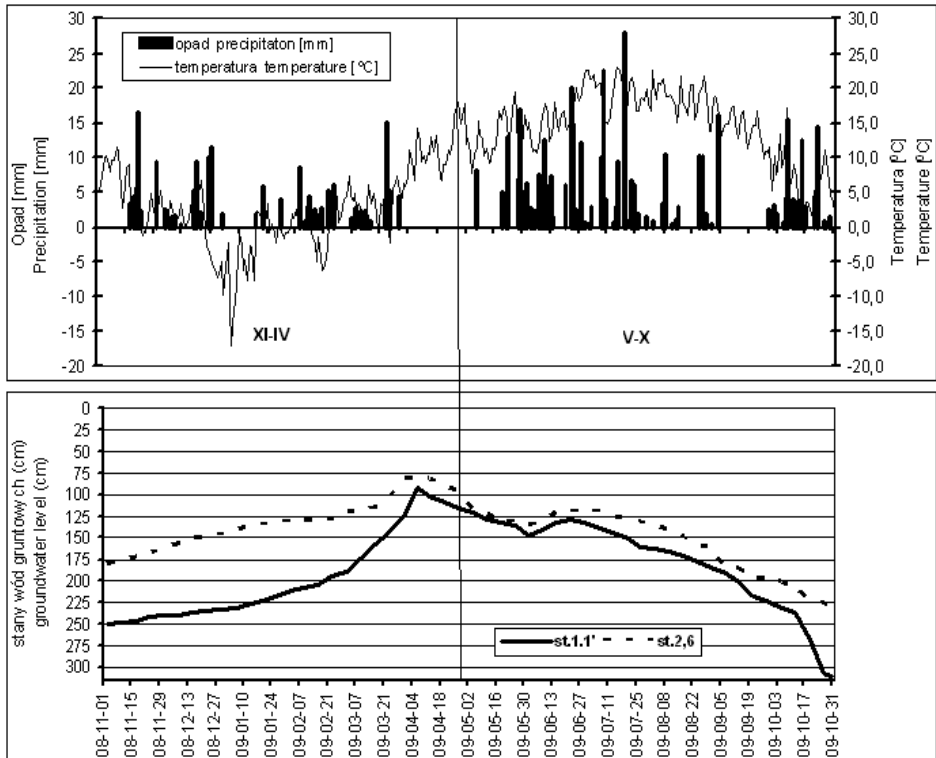
Na początku półrocza zimowego stany wód gruntowych w analizowanych studzienkach 1.1' i 2.6 wynosiły odpowiednio 250 cm i 181 cm poniżej powierzchni terenu (rys. 2). Opady o łącznej sumie 31 mm, które wystąpiły w drugiej i trzeciej dekadzie grudnia spowodowały wzrost stanów wód gruntowych w badanym siedlisku lasu mieszanego świeżego (LMśw). W dniu 29 grudnia stan wody w studziencie 1.1' wynosił 233 cm a w zlokalizowanej od północno-wschodniej strony oczka nr 6, studziencie 2.6 kształtował się na poziomie 147 cm. W omawianym półroczu maksymalne stany wód gruntowych w analizowanym siedlisku wystąpiły po opadach o łącznej sumie 43 mm, które wystąpiły w marcu i przy dodatnich w tym okresie temperaturach powietrza. Osiągnęły one wartości od 79 cm w studziencie 2.6 do 92 cm w studziencie 1.1'. Potwierdziło to wyniki wcześniejszych badań dotyczących zmian zwierciadła wód gruntowych, w których autorzy podkreślali, że dynamika zmian stanów wód gruntowych pierwszego poziomu wodonośnego w sposób oczywisty jest determinowana przez warunki klimatyczne takie jak opady i temperatury powietrza [1, 8]. Od drugiej dekady kwietnia do

końca omawianego półrocza zimowego, przy braku opadów i wyższych temperaturach powietrza stany wód gruntowych w badanym siedlisku opadały. Na końcu tego półrocza stan wody w studzienice 1.1' wynosił 115 cm a w studzienice 2.6 osiągnął wartość 97 cm.

Od początku półrocza letniego 2008/2009 do końca maja stany wody w siedlisku LMśw opadały. W drugiej połowie czerwca, w wyniku opadów o łącznej sumie 62 mm, stwierdzono niewielki wzrost stanów wody w omawianych studzienkach. Następnie do końca analizowanego półrocza letniego stany wód gruntowych w analizowanych studzienkach opadały. Decydujący wpływ na taką sytuację miały niższe sumy opadów w sierpniu i wrześniu oraz wyższe w tym okresie temperatury powietrza. W dniu 31 października 2009 roku stany wód gruntowych w analizowanym siedlisku lasu mieszanego świeżego wahały się od 232 cm w studzienice 2.6 do 310 cm w studzienice 1.1'. Warto zauważyć, że zarówno w półroczu zimowym jak i letnim omawianego roku 2008/2009 stany wód gruntowych w studzienice 2.6 występowały wyżej w odniesieniu do studzienki 1.1', średnio o 43 cm. Można to wiązać z dodatkowym zasilaniem tego profilu wodami gruntowymi napływającymi od strony wymokliska zlokalizowanego w północno-wschodniej części analizowanej zlewni półrocza letniego stany wód gruntowych w analizowanych studzienkach opadały. Decydujący wpływ na taką sytuację miały niższe sumy opadów w sierpniu i wrześniu oraz wyższe w tym okresie temperatury powietrza. W dniu 31 października 2009 roku stany wód gruntowych w analizowanym siedlisku lasu mieszanego świeżego wahały się od 232 cm w studzienice 2.6 do 310 cm w studzienice 1.1'. Warto zauważyć, że zarówno w półroczu zimowym jak i letnim omawianego roku 2008/2009 stany wód gruntowych w studzienice 2.6 występowały wyżej w odniesieniu do studzienki 1.1', średnio o 43 cm. Można to wiązać z dodatkowym zasilaniem tego profilu wodami gruntowymi napływającymi od strony wymokliska zlokalizowanego w północno-wschodniej części analizowanej zlewni.

Analizując zmiany stanów i zapasów wody w badanym siedlisku można stwierdzić, że w półroczu zimowym 2008/2009 wystąpiły przyrosty tych wielkości. Przyrosty stanów wody wahały się od 135 cm w studzienice 1.1' do 84 cm w studzienice 2.6 (tab. 2). Natomiast przyrosty zapasów wody w warstwie od 0 do 100 cm osiągały wartości od 53 mm w profilu 2.6 do 62 mm w profilu 1.1'. W położonych głębiej warstwach gleby analizo-

wanego siedliska, od 100 cm do najniższego poziomu zwierciadła wód gruntowych, przyrosty zapasów były wyższe niż w warstwie 0–100 cm. Osiągały wartości od 151 mm w profilu 2.6 do 308 mm w profilu 1.1'. Całkowity przyrost zapasów wody kształtował się w omawianym półroczu zimowym na poziomie 204 mm (2.6) i 370 mm (1.1').



**Rys. 2.** Stany wód gruntowych w studzienkach 1.1' i 2.6 na tle dobowych sum opadów i średnich dobowych temperatur powietrza w zimowym i letnim półroczu hydrologicznym 2008/2009

**Fig. 2.** Groundwater levels in wells 1.1' and 2.6 against daily precipitation sums day and daily average temperatures air in hydrological half -years 2008/2009

**Tabela 2.** Zmiany stanów wód gruntowych i zapasów wody w badanym siedlisku lasu mieszanego świeżego, w półroczu zimowym, letnim i roku hydrologicznym 2008/2009

**Table 2.** Groundwater levels and water storage changes in investigated fresh mixed broadleaved forest habitat, in winter and spring half-year and 2008/2009 hydrological year

Numer studzienki (profilu) [-]	Data pomiaru Date of measurement [-]	Stany wód grunt. Ground-water levels [cm]	Zapasy wody w 1-m warstwie Water storage in 1 m layer [mm]	Zmiany Changes			Roczna zmiana zapasów wody Annual change water storage [mm]
				stanów wód grunt. ground-water levels [cm]	w warstwie 0–100 cm in layer 0–100 cm [mm]	zapasów wody water storages [mm]	
1.1'	2008.10.30	250	141	–	–	–	–
	2009-04-27	115	203	135	62	308	370
	2009-10-19	310	155	-195	-48	-419	-467
2.6	2008-10-30	181	60	–	–	–	–
	2009-04-27	97	113	84	53	151	204
	2009-10-19	232	82	-135	-31	-246	-277



W półroczu letnim 2008/2009, przy wyższych temperaturach powietrza i intensywnej transpiracji drzewostanów stwierdzono w analizowanych studzienkach obniżenie się stanów wód gruntowych i ubytki zapasów wody. Stany wody obniżyły się w tym półroczu o 135 cm w studziencie 2.6 i o 195 cm w studziencie 1.1'. Natomiast ubytki zapasów wody w jednometrowej warstwie gleby osiągnęły dla tych profili wartości odpowiednio 31 mm i 48 mm, a w warstwie od 100 cm do najniższego położenia zwierciadła wód gruntowych wyniosły 246 mm i 419 mm. W analizowanym półroczu letnim całkowite ubytki zapasów wody wahały się w badanym siedlisku lasu mieszanego świeżego od 277 mm (2.6) do 467 mm (1.1').

Przebieg uwilgotnienia w półroczu letnim decydował w głównej mierze o rocznej zmianie zapasów wody w omawianym siedlisku lasu mieszanego świeżego. W badanym roku hydrologicznym 2008/2009, który miał opady zbliżone do średniej z wielolecia, wystąpiły ubytki zapasów wody w wierzchnich warstwach tego siedliska leśnego i wahały się od 73 mm w profilu zlokalizowanym przy studziencie 2.6 do 97 mm w profilu 1.1'.

#### 4. Wnioski

1. Przeprowadzone badania potwierdziły, że zmiany stanów i zapasów wody w omawianym siedlisku leśnym były w dużej mierze uzależnione od rozkładu opadów oraz przebiegu temperatur powietrza w poszczególnych miesiącach zimowego i letniego półrocza hydrologicznego 2008/2009.
2. Maksymalne stany wód gruntowych w analizowanych studzienkach, usytuowanych w siedlisku lasu mieszanego świeżego, wystąpiły na początku kwietnia i osiągały wartości od 92 cm w studziencie 1.1' do 79 cm w studziencie 2.6. Natomiast w półroczu letnim najwyższe położenie zwierciadła wód gruntowych stwierdzono w trzeciej dekadzie czerwca i wyniosło ono 128 cm w studziencie 1.1' oraz 118 cm w studziencie 2.6.
3. W półroczu zimowym 2008/2009 wystąpiły w badanym siedlisku lasu mieszanego świeżego sumaryczne przyrosty retencji w wierzchnich warstwach gleby, które kształtowały się na poziomie od 204 mm w profilu 2.6 do 370 mm w profilu 1.1'.

4. Badania wykazały, że w półroczu letnim w wyniku wyższych temperatur powietrza i intensywnej transpiracji drzewostanów wystąpiły ubytki retencji w analizowanym siedlisku. Całkowity ubytek osiągnął w tym półroczu wartości od 277 mm (2.6) do 467 mm (1.1').
5. Uzyskane wyniki badań potwierdziły również, że o zdolnościach retencyjnych siedlisk świeżych decydują zmiany zapasów wody w warstwie od 100 cm do najniższego położenia zwierciadła wody gruntowej. Stwierdzono także, że w średnim pod względem opadów roku hydrologicznym 2008/2009 wystąpił w badanym siedlisku ubytek zapasów wody wahający się od 73 mm do 97 mm.

## Literatura

1. **Fiedler M., Szafrąński Cz., Bykowski J.:** *Zasoby wodne mikrozelewni rolniczej z występującymi oczkami wodnymi*. Roczn. AR Poznań 342, Melior. i Inż. Środ. 23, 73–81 (2002).
2. **Fronczak K.:** *Mała retencja w lasach*. Przyroda Polska, nr 5, 3–5 (2010).
3. **Gromiec M.:** *Niedobory wody związane z suszami – aspekty prawno-ekonomiczne i społeczno-gospodarcze*. Wiad. Mel. i Łąk. t. 1, 16–17 (2012).
4. **Kaca E., Mioduszewski W.:** *Woda w rolnictwie*. Wiad. Mel. i Łąk. t. 1, 5–6 (2012).
5. **Kostrzewa S., Plywaczyk A., Nowacki J.:** *Stosunki wodne użytków rolnych w okresie suszy 1992 na Dolnym Śląsku*. Roczniki Nauk Rolniczych, ser. F, 83, 3/4, 7–18 (1994).
6. **Kosturkiewicz A., Korytowski M., Stasik R., Szafrąński Cz.:** *Amplitudy zmian poziomu wody gruntowej w glebach siedlisk leśnych jako wskaźnik ich zdolności retencyjnych*. Roczn. AR Poznań 338, Melior. Inż. Środ. 22, 55–64 (2002).
7. **Liberacki D., Korytowski M.:** *Zmienność stanów wód gruntowych w wybranych siedliskach leśnych na obszarze wielkopolski, w latach o zróżnicowanych opadach atmosferycznych i temperaturach powietrza*. Zeszyty Problemowe Postępu Nauk Rolniczych z.: 548, cz. 2, Warszawa, 347–358.
8. **Miler A., Przybyła Cz.:** *Dynamika zmian stanów wód gruntowych pierwszego poziomu wodonośnego*. Roczniki AR Poznań, 291, Melior. Inż. Środ. 19, 77–92 (1997).
9. Operat glebowo-siedliskowy i fitosocjologiczny LZD Siemianice. Zakład Usług Ekologicznych i Urzędzeniowo Leśnych, Poznań, 194 ss, 1999.
10. **Pierzgalski E.:** *Gospodarowanie wodą w obszarach leśnych*. Wiad. Mel. i Łąk. t. 1, 7–9 (2012).

## **Groundwater Levels and Water Storage Changes in Fresh Mixed Broadleaved Forest Habitat Located at Forest Promotional Complex Lasy Rychtalskie Area**

### **Abstract**

The paper presents the results of researches carried out in hydrological year 2008/2009 in fresh mixed broadleaved forest habitat located in neighborhood pond No. 6 in Laski Forestry. The forests of this forestry are located at Siemianice Experimental Forest Farm of Poznań University of Life Sciences. The predominant tree species is 100 year old pine. In the soil cover of this habitat dominated deer brown soils, and the most common type of soil is loamy sand, covering silty clay deposits.

Analysis of groundwater levels and water storage changes was carried out in two soil profiles typical for fresh mixed broadleaved forest habitat.

Analysis of hydrological year 2008/2009 was normal – rainfall total was 579 mm and it was 7 mm higher, than multiannual average, while the air temperature was nearing from average. Winter half-year was medium dry – rainfall total was 46 mm less, than multiannual average. Whereas medium air temperature was higher 0,4°C than average. Summer half-year analysis year was medium wet – rainfall total was higher 53 mm than multiannual average, while the air temperature was nearing from average.

The researches carried out indicate that in winter half-year 2008/2009 was in analysis habitat income water storages in layer 0–100 cm and from 100 cm to lowest groundwater level. Total income retention in this half-year was at level 204 mm in profile 1.1' to 370 mm in profile 2.6. Whereas in medium dry winter half-year, in influence intensive forests habitat transpiration, occurred losses retention in analysis forest habitat. Total losses retention in this half-year was about 277 m (2.6) to 467 mm (1.1').

Result of the researches confirmed also, that retention in fresh forest habitats was determined to a large extent by water storage changes in layer from 100cm to lowest ground water level. This factors determinate total water storage changes in winter, and summer half-year analysis year.

Ascertain also that in analysis hydrological year in investigation forest habitat occurred losses water storages oscillate from 73 mm to 97 mm.



# Ocena jakości zarządzania bezpieczeństwem i higieną pracy na stanowisku operator sprzętu – wysypiskowy na składowisku odpadów komunalnych ZGO – 1R

*Zygmunt Korban, Marek Profaska  
Politechnika Śląska, Gliwice*

## 1. Wstęp

Zgodnie z definicją encyklopedyczną pod pojęciem bezpieczeństwa należy rozumieć zespół warunków zapewniających wyeliminowanie lub co najmniej maksymalne ograniczenie ujemnego wpływu elementów zewnętrznych na ustrój osób pracujących [2, 3]. Podobnie pojęcie bezpieczeństwa traktuje PN-N-02000:1994, zgodnie z którą bezpieczeństwo to brak nieakceptowanego ryzyka szkód [11]. A. Masłowski wymienia potrzebę bezpieczeństwa zaraz na drugim miejscu po potrzebach fizjologicznych, jako jedną z najbardziej podstawowych i zarazem niepodważalnych potrzeb człowieka [8]. Jego zdaniem zachowanie ludzi motywowane jest przez najniższą w hierarchii nie zaspokojoną potrzebę – dopiero po zaspokojeniu podstawowych potrzeb (fizjologicznych, bezpieczeństwa), realizowane są potrzeby wyższego rzędu, takie jak potrzeby społeczne, wartościowania czy potrzeby rozwoju (samorealizacji).

W realiach przedsiębiorstw polskich do połowy lat 90-tych XX wieku problematyka bezpieczeństwa pracy opierała się w głównej mierze na analizie retrospektywnej stanu bezpieczeństwa pracy (badanie przyczyn i okoliczności zaistniałych wypadków). W tym okresie wraz ze zmianami strukturalnymi i rozwojem gospodarczym pojawiły się nowe koncepcje, wśród których obok zarządzania jakością i zarządzania środowiskiem wymienić należy także zarządzanie bezpieczeństwem pracy. Sam termin „zarządzanie bezpieczeństwem i higiena pracy” (ZBiHP)

należy traktować jako pewne uproszczenie myślowe, które dotyczy działań organizacyjnych i procesów decyzyjnych podejmowanych w ramach funkcji kierowania [5]. Jest ono działalnością kierowniczą obejmującą te aspekty ogólnego zarządzania, które wiążą się z rozwijaniem i realizacją polityki bezpieczeństwa i higieny pracy [4]. Istotę filozofii ZBiHP najlepiej oddaje stwierdzenie jej twórcy, mówiące o tym, iż „niebezpieczne czynności, niebezpieczne warunki oraz wypadki to zjawiska, zdarzenia, które są przejawem zakłóceń w systemie zarządzania” [9].

Aktualnie stosowane środki techniczne służące poprawie stanu bhp osiągnęły na tyle zadawalający poziom iż możliwości poprawy stanu bezpieczeństwa upatruje się coraz częściej w sferze postaw i zachowań ludzi w procesie pracy. Dlatego też obok badań przyczyn i okoliczności zaistniałych wypadków podejmowane są działania o charakterze prewencyjnym ukierunkowane na badanie potencjału zagrożeniowego przy coraz szerszym wykorzystaniu technik komputerowych [1, 10, 13–16]. Cele te mogą być realizowane m. in. poprzez badania audytowe systemu zarządzania bezpieczeństwem i higieną pracy (na poziomie całego zakładu, czy też elementów wydzielonych w jego strukturze) oraz procedury zarządzania ryzykiem zawodowym (analiza i ocena ryzyka zawodowego). W ramach niniejszego artykułu dla potrzeb realizacji badań audytowych wykorzystana została ankieta autorska oparta na metodzie Management Evaluation Regarding Itemized Tendencies (MERIT). Zastosowana metoda badań ankietowych należy do grupy metod badań bezpośrednich (grupowy sondaż opinii ekspertów), gdzie grono ekspertów stanowili pracownicy funkcyjni, nadzoru i personel wykonawczy zatrudniony na stanowiskach pracy zlokalizowanych na składowisku odpadów komunalnych ZGO – 1R. Postawione w ramach badań pytania pogrupowane zostały w dziewięć obszarów problemowych:

- A. Planowanie działań w obszarze zarządzania bezpieczeństwem pracy.
- B. Badanie wypadków.
- C. Kontrola i inspekcja BHP.
- D. Obserwacja i analiza sposobu wykonywania pracy.
- E. Ochrona osobista.
- F. Przepisy BHP w zakładzie.
- G. Informowanie o stanie BHP.
- H. Promocja BHP.
- I. Osobista ocena warunków BHP w zakładzie.

Zadaniem respondentów było udzielenie odpowiedzi na stawiane pytania poprzez zakreślenie jednej i tylko jednej z odpowiedzi punktowanych w skali od 0 do 4 przy czym wartości 0 odpowiadała ocena niedostateczna, a wartości 4 – ocena idealna.

W oparciu o zrealizowane ankiety wyznaczane zostały wskaźniki ocenowe dla poszczególnych obszarów problemowych ( $WOP_A-WOP_1$ ), a następnie wskaźnik oceny jakości zarządzania bezpieczeństwem i higieną pracy (WZBP) dla przedmiotowego stanowiska roboczego. Model matematyczny wykorzystywany w ramach metody został omówiony w pozycji [5, 6].

Ocena ryzyka zawodowego na przedmiotowym stanowisku pracy przeprowadzona została za pomocą dwóch metod: metody Polskiej Normy PN-N-18002:2000 [12] i metody Politechniki Śląskiej [7]. W przypadku pierwszej z wymienionych metod ocena ryzyka (R) wyznaczona została w oparciu o dwa parametry: prawdopodobieństwa wystąpienia (P) oraz ciężkość następstw (N), w przypadku drugiej – w oparciu o trzy parametry (prawdopodobieństwa wystąpienia, ciężkość następstw i czas trwania czynności). O ile w przypadku metody Polskiej Normy można mówić o wykorzystaniu klasycznej macierzy oceny ryzyka, o tyle w przypadku metody Politechniki Śląskiej istnieje możliwość wyznaczenia wskaźnika ryzyka czynności –  $WR_{CZ}$  oraz wskaźników określających udziału czynności niebezpiecznych –  $WU_{CN}$ , szczególnie niebezpiecznych –  $WU_{CSN}$ , czy też krytycznych –  $WU_{CK}$ .

## **2. Opis stanowiska pracy operator sprzętu – wysypiskowy w Zakładzie Gospodarki Odpadami – 1R**

Zakład Gospodarki Odpadami – 1R eksploatuje miejskie składowisko odpadów komunalnych o powierzchni ok. 32 tys. km<sup>2</sup> zlokalizowane w północno-zachodniej części województwa śląskiego. W grupie materiałów zdeponowanych na składowisku wymienić można m. in.: odpady z tworzyw sztucznych – kod odpadu 07 02 13, odpadowy toner drukarski (głowice laserowe i kopiarkowe) – kod odpadu 08 03 18, odpady z toczenia i piłowania żelaza oraz jego stopów – kod odpadu 12 01 01, emulsje olejowe nie zawierające związków chlorowcoorganicznych – kod odpadu 13 01 05, mineralne oleje hydrauliczne nie zawierające związków chlorowcoorganicznych – kod odpadu 13 01 10, baterie i akumulatory ołowiane – kod odpadu 16 06 01 oraz gruz – kod odpadu 17 01 07.

Stałą obsadę składowiska stanowi 13 osób zatrudnionych na stanowiskach: kierownik zakładu, wysypiskowi, operatorzy sprzętu – wysypiskowi, konserwatorzy sprzętu i wagowi. W okresie 2000–2010 r. na składowisku zanotowano ogółem 8 wypadków (nie odnotowano wypadków śmiertelnych, ciężkich, zbiorowych).

Stanowisko operator sprzętu – wysypiskowy zaliczone jest do tzw. łączonych stanowisk roboczych: pracownik zatrudniony na tym stanowisku pracy wykonuje obowiązki operatora maszyn ciężkich (kompaktor, koparko-ładowarka, ciągnik) i wysypiskowego. W ramach czynności roboczych zadaniem pracownika jest rozdrabnianie masy odpadów połączone z jej zagęszczaniem (w stosunku 1:3–1:38) do warstwy o grubości 0,5–0,8 m oraz segregacja odpadów bezpośrednio w niecce składowiska. Praca odbywa się na jedną zmianę, czas trwania zmiany roboczej to 8,0 godzin.

Minimalne wymagania stawiane pracownikowi zatrudnionemu na stanowisku pracy operatora sprzętu – wysypiskowy to: wiek 18 lat, wykształcenie podstawowe, posiadanie uprawnień zgodnych z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki z dn. 20. 09. 2001 r. (Dz. U. Nr 118, poz. 1263, rozdz. 2 § 23 – książka operatora maszyn roboczych, posiadanie uprawnień zgodnych z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki z dn. 30. 10. 2002 r. (Dz. U. Nr 191, poz. 1593, rozdz. 1 § 1), posiadanie uprawnień do obsługi spycharki do 110 kV i kompaktora – „Hanomag” CD 280 oraz prawo jazdy kat. „B”.

W grupie zagrożeń z jakimi może mieć do czynienia pracownik w ramach wykonywanych czynności roboczych wymienić należy upadek, stoczenie, uderzenie w związku z pracą na niestabilnym i zróżnicowanym podłożu oraz możliwości skaleczenia.

Do narażeń oddziaływujących na pracownika zatrudnionego na stanowisku operatora sprzętu – wysypiskowy zaliczyć należy: hałas związany z pracą pojazdów mechanicznych i niszczeniem przedmiotów oraz odpadów), wibracje o działaniu miejscowym i ogólnym, wysokie temperatury występujące zwłaszcza w okresie letnim (praca na obszarze niecki oraz praca w nie klimatyzowanej kabinie), spaliny, pyły organiczne i nieorganiczne, bioaerozole gazy wysypiskowe (metan, dwutlenek węgla, siarkowódór, śladowe ilości substancji rakotwórczych, np. benzen, chloroform, tetrachloroetylen) oraz grzyby.

### **3. Wyniki oceny jakości zarządzania bezpieczeństwem i higieną pracy na stanowisku pracy operator sprzętu – wysypiskowy na składowisku odpadów komunalnych ZGO – 1R**

W wyniku przeprowadzonego audytu można stwierdzić, iż wartość końcowa wskaźnika ocenowego WZBP dla stanowiska pracy operator sprzętu – wysypiskowy na składowisku odpadów komunalnych ZGO – 1R wyniosła 2,86, co stanowi 71,5 % oceny maksymalnej, możliwej do uzyskania.

Najwyżej ocenionym obszarem problemowym był obszar B – „Badanie wypadków” ( $WOP_B = 3,78$ ). W opinii respondentów badania zaistniałych wypadków przy pracy cechuje staranność i terminowość, a zwieńczeniem każdego dochodzenia powypadkowego jest przygotowanie i wdrożenie konkretnych działań profilaktycznych.

Drugą lokatę z wartością wskaźnika  $WOP_C = 3,65$  zajął obszar C – „Kontrola i inspekcja bhp”. Przedmiotowe kontrole przeprowadzane są w sposób systematyczny (przykładowo kierownik składowiska codziennie dokonują sprawdzenia stanu niecki składowiska poprzez jej obchód), zaś uwagi dotyczące sposobu realizacji robót są każdorazowo omawiane z osobami funkcyjnymi zatrudnionymi na składowisku.

Trzecią lokatę w rankingu zajął obszar E – „Ochrona osobista” ( $WOP_E = 3,12$ ). W opinii osób ankietowanych widoczne są działania zmierzające do zapewnienia załódze maksymalnej ochrony, także poprzez zapewnienie dostępu do środków ochrony indywidualnej, z zastrzeżeniem, że nie zawsze środki te są dobrane pod kątem warunków pracy występujących na stanowisku roboczym.

W przypadku obszarów: D – „Obserwacja i analiza sposobu wykonywania pracy”, F – „Przepisy BHP w zakładzie” i I – „Osobista ocena warunków BHP w zakładzie” wartości wskaźników ocenowych były identyczne i wyniosły 2,98. Zdaniem osób ankietowanych nadzór nad sposobem realizacji prac jest właściwy, zaś zbiór przepisów dotyczących sposobu realizacji prac na stanowisku operator sprzętu – wysypiskowy (w postaci m. in. instrukcji stanowiskowych) jest znany załódze zatrudnionej na przedmiotowym stanowisku pracy.



Obszarami najniżej ocenionymi były: obszar A – „Planowanie działań w obszarze zarządzania bezpieczeństwem pracy”, G – „Informowanie o stanie BHP” i H – „Promocja BHP”, których wskaźniki ocenowe wyniosły odpowiednio:  $WOP_A=1,85$ ,  $WOP_G = 2,1$ ,  $WOP_H = 2,1$ . Respondenci w zdecydowanej większości deklarowali brak znajomości przyjętych przez zakład założeń polityki bezpieczeństwa i higieny pracy. Samo pojęcie zarządzania bezpieczeństwem i higieną pracy jest w bardzo niewielkim stopniu znane respondentom – w opinii osób, które deklarowały taką wiedzę ogólne założenia ZBiHP nie wnoszą nic nowego i stanowią jedynie przedstawienie w innej formie znanych treści (obszar A – „Planowanie działań w obszarze zarządzania bezpieczeństwem pracy”). Treści przekazywane w ramach szkoleń i instruktaży a dotyczące problematyki bhp przedstawiane są w mało ciekawej formie, zaś plansze występujące na terenie zakładu są bardzo rzadko aktualizowane (obszar G – „Informowanie o stanie BHP” i H – „Promocja BHP”). W opinii respondentów do elementów, które aktualnie nie występują, a które mogłyby przyczynić się do zmiany istniejącej sytuacji zaliczyć należy prezentacje multimedialne, zakładowy radiowęzeł, ulotki na podziałkach pracy, czy też konkursy propagujące problematykę bhp.

Na podstawie przeprowadzonej przez trzyosobowy zespół (inspektorzy bhp i kierownik składowiska) oceny ryzyka zawodowego można stwierdzić iż największe zagrożenie dla osoby zatrudnionej na stanowisku pracy operatora sprzętu – wysypiskowego stwarzają elementy materialnego środowiska pracy – sytuacja taka wynika z faktu użytkowania kompaktora będącego źródłem zarówno drgań, hałasu oraz zapylenia. Elementami stwarzającymi zagrożenie są ponadto gazy wysypiskowe, bakterie oraz grzyby jakie powstają w związku procesami gnilnymi jakie zachodzą na obszarze niecki – ryzyko zawodowe wyznaczone metodą PN-N-18002:2000 dla ww. źródeł zagrożenia oszacowane zostało na poziomie ryzyka dużego (tabela 1).

W oparciu o wyniki uzyskane metodą Politechniki Śląskiej można stwierdzić, że czynnościami niebezpiecznymi są jazda kompaktorem oraz segregacja materiałów – w obu przypadkach mamy do czynienia z ryzykiem istotnym (tabela 2). Dla przedmiotowego stanowiska pracy wskaźnik ryzyka wykonywanych czynności wyniósł  $WR_{CZ} = 4,19$ , zaś wskaźnik udziału czynności niebezpiecznych  $WU_{CN}$  (identyczny jak wskaźnik udziału czynności ryzykownych  $WU_{CR}$ ) uzyskał wartość 0,87.

**Tabela 1.** Ocena ryzyka zawodowego na stanowisku pracy operatora sprzętu – wysypiskowy na składowisku odpadów komunalnych ZGO – 1R metodą PN-N-18002:2000

**Table 1.** Risk assessment in the workplace operator – landfill on the municipal waste landfill ZGO – 1R by the PN-N-18002:2000

Lp.	Zagrożenia i narażenia	Źródło zagrożeń/narażeń	N	P	R
1.	Wysoka temperatura powietrza	Nieklimatyzowana kabina operatora w okresie letnim	ś	p	ś
2.	Wibracje	Nierówne podłoże	d	p	d
3.	Hałas	Pracujące maszyny, proces niszczenia odpadów	ś	w	d
4.	Spaliny	Pracujące maszyny i urządzenia (kompaktor, śmieciarki, spycharka)	ś	w	ś
5.	Gazy wysypiskowe	Procesy gnilne i reakcje chemiczne zachodzące wewnątrz składowiska	ś	w	d
6.	Bakterie	Procesy gnilne i reakcje chemiczne zachodzące wewnątrz składowiska	ś	w	d
7.	Grzyby	Procesy gnilne i reakcje chemiczne zachodzące wewnątrz składowiska	ś	w	d
8.	Zapylenie	Pył z warstwy inertej unoszony przez wiatr	ś	w	d
9.	Požary	Ogniska pożarowe	d	m	ś
10.	Potknięcie, poślizgnięcie się	Nierówna powierzchnia składowiska, zróżnicowane podłoże	m	w	ś
11.	Uderzenie się, upadek z wysokości	Nadmierne przechylenie się lub przewrócenie kompaktora na skraju skarpy	ś	p	ś
12.	Skaleczenie	Uszkodzone elementy hydrauliki maszyn i urządzeń, wystające, ruchome i ostre elementy	ś	p	ś

gdzie: następstwo (**N**): małe (m); średnie (ś); duże (d);  
prawdopodobieństwo wystąpienia (**P**): mało prawdopodobne (m);  
prawdopodobne (p), wysoce prawdopodobne (w);  
kryteria ryzyka (**R**): ryzyko duże (d); ryzyko średnie (ś).

**Tabela 2.** Ocena ryzyka zawodowego na stanowisku pracy operator sprzętu – wysypiskowy na składowisku odpadów komunalnych ZGO – 1R metodą Politechniki Śląskiej

**Table 2.** Risk assessment in the workplace operator – landfill on the municipal waste landfill ZGO – 1R by method of Silesian University of Technology

Lp.	Rodzaj czynności roboczych	Czas trwania czynności roboczych	Wskaźnik ryzyka czynności	Rodzaj ryzyka	Kategoria czynności
1.	Przygotowanie i zajęcie miejsca w kabinie kompaktora	10 [min]	3,0	a	pb
2.	Rozruch silnika, dojazd kompaktorem do niecki	20 [min]	1,0	m	b
3.	Jazda kompaktorem	120 [min]	5,0	i	n
4.	Przerwa śniadaniowa	30 [min]	1,0	m	b
5.	Jazda kompaktorem	120 [min]	5,0	i	n
6.	Kontrola stanu otoczenia	25 [min]	4,7	i	n
7.	Zjazd kompaktorem z niecki	5 [min]	2,7	a	pb
8.	Segregacja odpadów	150 [min]	4,0	i	n

gdzie: ryzyko akceptowalne (a), ryzyko minimalne (m), ryzyko istotne (i); czynność bezpieczna (b), czynność prawie bezpieczna (pb), czynność niebezpieczna (n).

#### 4. Podsumowanie

Koniec XX i początek XXI wieku to okres transformacji gospodarczych w Polsce. W okresie tym zainicjowane zostały m. in. zmiany w podejściu do kwestii produkcji, jakości, ochrony środowiska i bezpieczeństwa pracy. Konieczność dostosowania się do nowych regulacji prawnych, ale także powody natury ekonomicznej i społecznej legły u podstaw m. in. opracowywania i wdrażania systemów zarządzania bez-

pieczeństwem i higieną pracy (SZBiHP). Systemy te obejmują obok badań audytowych (stanowiących technikę i narzędzie szeroko rozumianego kontrolingu) także procedury analizy i oceny ryzyka zawodowego. W artykule praktyczny aspekt realizacji elementów składowych SZBiHP został przedstawiony na przykładzie stanowiska pracy operatora sprzętu – wysypiskowego na składowisku odpadów komunalnych ZGO – 1R. Audyt stanowiskowy systemu zarządzania bezpieczeństwem i higieną pracy pozwolił zdefiniować mocne i słabe strony zarządzania bezpieczeństwem i higieną pracy na poziomie stanowiskowym (odpowiednio obszary: B – „Badanie wypadków”, C – „Kontrola i inspekcja BHP” i E – „Ochrona osobista” oraz A – „Planowanie działań w obszarze zarządzania bezpieczeństwem pracy”, G – „Informowanie o stanie BHP” i H – „Promocja BHP”).

Ocena ryzyka zawodowego przeprowadzona została dwoma metodami PN-N-18002:2000 i Politechniki Śląskiej, co umożliwiło określenie kategorii ryzyka związanego z występującymi zagrożeniami i narażeniami (hałas, drgania, zapylenie, gazy wysypiskowe, bakterie, grzyby powstające w związku procesami gnilnymi itd.) oraz kategorii ryzyka czynności realizowanych na przedmiotowym stanowisku roboczym. W przypadku jazdy kompaktorem i segregacji odpadów mamy do czynienia z czynnościami niebezpiecznymi, zaś w przypadku pozostałych czynności – z czynnościami bezpiecznymi (rozruch silnika kompaktora, dojazd kompaktorem do niecki) i prawie bezpiecznymi (przygotowanie i zajęcie miejsca w kabinie kompaktora, zjazd kompaktorem z niecki do parku maszynowego). Dla przedmiotowego stanowiska pracy wskaźnik udziału czynności niebezpiecznych  $WU_{CN}$  wyniósł aż 0,87.

## Literatura

1. **Biernacki A., Zawieska W.:** *Komputerowy system STER zintegrowane narzędzie wspierające kompleksowe zarządzanie bezpieczeństwem i higieną pracy w przedsiębiorstwie*, (W: XVII Międzynarodowe Seminarium Wykładowców Ergonomii), Dymaczewo Nowe, 2001.
2. *Encyklopedia Organizacji i Zarządzania*. PWN Warszawa 1981.
3. [http://www.ecbsisw.pwsbia.edu.pl/pw/index.php?option=com\\_content&task=view&id=23&Itemid=63](http://www.ecbsisw.pwsbia.edu.pl/pw/index.php?option=com_content&task=view&id=23&Itemid=63) (Turek.A. Istota bezpieczeństwa Państwa).
4. **Koradecka D. (red.):** *Bezpieczeństwo pracy i ergonomia*. Centralny Instytut Pracy, Warszawa, 1997.

5. **Korban Z.:** *Analiza strukturalnego zróżnicowania jakości zarządzania bezpieczeństwem pracy na przykładzie kopalni węgla kamiennego*. Rozprawa doktorska, Politechnika Śląska, Gliwice, 2001.
6. **Krzemień S., Kucza J.:** *Zastosowanie programu MERIT – rankingowa procedura oceny bezpieczeństwa w kopalniach węgla kamiennego*. Doświadczenia polskie i amerykańskie w zarządzaniu bezpieczeństwem pracy w górnictwie. Seminarium Międzynarodowe Rudy Raciborskie, str. 33-37, 18–19.10.1996.
7. **Krzemień S., Krause M.:** *Zarządzanie bezpieczeństwem w górnictwie*. WUG, Nr 9, 2000.
8. **Maslow A.:** *Motivation and personality*. Harper, New York, 1954.
9. **Paterson D.:** *Techniques of Safety Management*. Mc Grow Hill Book, New York, 1971.
10. **Piętka M., Biernacki A.:** *STER 6.5 SP – wersja specjalna Program do zarządzania bezpieczeństwem i higieną pracy w przedsiębiorstwie*. Bezpieczeństwo Pracy, Nr 2, 2007.
11. PN-N-02000:1994. Podstawy działalności normalizacyjnej. Normalizacja i dziedziny związane. Terminologia.
12. PN-N-18002:2000: Ogólne wytyczne oceny ryzyka zawodowego.
13. **Suhecka M., Biernacki A., Kurowski J.:** *Narzędzia wspomagające zarządzanie bezpieczeństwem pracy w przedsiębiorstwie – komputerowy program STER*. Bezpieczeństwo Pracy, Nr 12, 2000.
14. **Suhecka M.:** *Współczesne instrumentarium komputerowe wspomagające zarządzanie bezpieczeństwem i higieną pracy w przedsiębiorstwie*, (W: Materiały Międzynarodowej Konferencji – Bezpieczeństwo i higiena pracy w przededniu członkostwa Polski w Unii Europejskiej, 24-26 czerwca 2002 r.), Kraków, 2002.
15. **Suhecka M.:** *Nowoczesne narzędzia komputerowe wspomagające zarządzanie bhp*. Służba Pracownicza, Nr 2, 2003.
16. **Suhecka M.:** *Nowoczesne instrumentarium wspomagające zarządzanie bezpieczeństwem i higieną pracy*, (W: Seminarium: Zastosowanie nowoczesnych technik przekazu informacji w kształtowaniu bezpiecznych warunków pracy.), Elbląg, 2004.

## **Evaluation of Quality Management of Health and Safety in Workplace "Operator of Equipment – Landfill Worker" at the Municipal Waste Landfill ZGO – 1R**

### **Abstract**

In the Polish enterprises to mid-90s of the twentieth century the issue of work safety was based mainly on retrospective analysis of safety (the study of the causes and circumstances of past accidents). During that period, together with structural change and economic development there are new concepts, among which the next to quality management and environmental management should also mention management of work safety. The term "health and safety management system" (HSMS) should be treated as simplify of thinking, which relates to organizational performance and decision making processes undertaken within the functions of management. The essence of philosophy HSMS best describes the statement of its creator D. Paterson, saying that "hazardous activities, hazardous conditions and accidents, are events which are a manifestation of interference in the management system".

About the needed to implement the principles of health and safety management system (HSMS) show both the limited effectiveness of existing methods of security analysis (these methods are mainly based on grouping and balancing the number of accidents and the assessment retrospective models and their causes and circumstances), and the reasons: the nature law (the need to adapt legal solution of the country to the requirements in force in EU member states), the nature of organizational (need for the use and processing of information resources on the state of existing hazards and exposures), an economic nature (the problem of relations with the insurance premiums threat risk categories) and social (lack of social acceptance for work in conditions that threaten life and health of the employee.).

In Poland, in accordance with the applicable regulations for the employer to ensure safe and healthy working conditions. Currently technical measures to improve the quality of health and safety have reached a satisfactory level so that possibilities of improving the security situation is increasingly placed in the attitudes and behaviors of people in the work process. Therefore, the next study the causes and circumstances of past accidents, are taken the activities of a preventive nature aimed at exploring the potential threats. These objectives can be realized, among others by audit testing research of health and safety management system (in the whole work establishment or separate elements in its structure), and professional risk management procedures (analysis and risk assessment).

In this article discusses the procedures involved in testing the quality of health and safety management work on the example of one of the positions (the operator of equipment – landfill) located at municipal waste dumping ground in the northwestern part of Silesia. In the study of audit testing of the health and safety management system was used a MERIT questionnaire (which includes 9 problem areas) and within risk assessment – a method of PN-N18002:2000 and the method of the Silesian University. In the case of audit testing the areas that are highest rated was Area B – "A study the accidents", C – "The control and inspection of safety", and E – "The Personal Protection", for which the final values of indicators evaluations amounted to: for the area B – 3.78, for area C – 3.65, and for the area of E – 3.12. The areas of the lowest evaluated was: area A – "Planning activities in the area of safety management" (index value  $WOP_A = 1.85$ ), Area G – "Information of the state of health and safety" (index value  $WOP_G = 2.1$ ) and area H – "Promoting Health and Safety" (index value  $WOP_H = 2.1$ ). Risk assessment carried out by two methods helped define both sources of risk / exposure (method PN-N18002:2000) as well as the type of work activities, during the execution are created the potentially the greatest danger / endangering the health / life of the employee (the method of the Silesian University of Technology). The biggest threat to a person employed as an equipment operator – waste dumps pose a elements of substantive the environment. This situation results from the use of the compactor (vibration, noise, dust) and work on the the area of bottom of the trough, in which the processes of putrefaction (landfill gases, bacterias). Therefore, the occupational risk which was determined by using the PN\_N18002:2000 for the above sources of threat has been assessed at high risk. Activities are the most dangerous a riding by a compactor (240 min.) and a segregation of materials (150 min). In both cases we have to deal with a important risk.



# Wpływ dodatku węgla brunatnego na parametry struktury gleby rozwijającej się z gruntów pogórnich KWB Konin

*Krzysztof Otremba*  
*Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

## 1. Wstęp

Grunty pogórnice powstałe w wyniku deponowania nadkładu przez KWB Konin uznawane są za nowy ośrodek gruntowy, w którym losowo rozmieszczone są bryły i okruchy skał spoiwych (glin zwałowych i ilów poznańskich) oraz piasków. Są to głównie różnoziarniste piaski czwartorzędowe. Jest to układ dynamiczny, który w wyniku czynników biotycznych i abiotycznych ulega zmianom [1]. W toku rekultywacji rolnej poddawany jest on presji narzędzi uprawowych i szaty roślinnej [7]. Szata roślinna oddziałuje nie tylko w sposób fizyczny na grunt, ale również jest źródłem materii organicznej. Przy udziale mikroorganizmów glebowych podlega ona mineralizacji oraz przekształceniu w związki próchniczne. Próchnica glebowa uznawana jest za główny czynnik strukturotwórczy. Zbliżony do próchnicy glebowej skład chemiczny węgla brunatnego [4, 9] był asumptem do zastosowania tego komponentu w rekultywacji gruntów pogórnich KWB Konin [2]. W niniejszej pracy podjęto próbę określenia wpływu węgla brunatnego po 18-stu latach od aplikacji, na niektóre parametry struktury gleby rozwijającej się z materiału macierzystego jakim są grunty pogórnice.

## 2. Materiał i metody

Badania prowadzone były na polu doświadczalnym Zakładu Rekultywacji Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, założonym na zwałowisku wewnętrznym Pątnów w 1978 roku. Na obiekcie tym od



1978 roku prowadzona jest rekultywacja biologiczna zgodnie z założeniami koncepcji roślin docelowych opracowanej pod kierunkiem Bendersa. W badaniach uwzględniono dwie powierzchnie:

Powierzchnia I – kontrolna bez dodatku węgla obejmująca trzy kombinacje nawozowe 100N, 200N, 300N.

Powierzchnia II – na której po 14-stu latach stosowania zabiegów rekultywacyjnych, w 1992 roku zastosowano 1000 Mg ha<sup>-1</sup> pyłu węgla brunatnego – odpadu powstającego przy produkcji brykietów. Po aplikacji pył węgla brunatnego wymieszano z wierzchnią warstwą gleby za pomocą zabiegów agrotechnicznych. Zastosowano cztery kombinacje nawozowe: 0 NPK – bez nawożenia; 100N – 100 kg N ha<sup>-1</sup>, 80 kg K<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>, 40 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>; 200N – 200 kg N ha<sup>-1</sup>, 80 kg K<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>, 40 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>; 300N – 300 kg N ha<sup>-1</sup>, 80 kg K<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>, 40 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>. Na obu powierzchniach uprawiane są zboża ozime, a słoma i inne resztki poźniwne są corocznie przyorywane.

Próbki o naruszonej i nienaruszonej strukturze (próbki objętościowe o V=1 cm<sup>3</sup>) pobierane zostały po żniwach, w sierpniu 2010 roku, a więc po 18 latach od aplikacji, z dwóch głębokości warstwy ornej: 7 i 15 cm. Przed przystąpieniem do pobrania próbek objętościowych, poziom orny profilu glebowego doprowadzono do stanu połowej pojemności wodnej, w celu osiągnięcia pełnej i jednolitej „konsolidacji wodnej” [12]. Po odsączeniu się nadmiaru wody, gleba staje się plastyczna, umożliwiając pobranie próbek o prawidłowym kształcie, zagęszczeniu i wilgotności.

Metodami powszechnie znanymi i stosowanymi w gleboznawstwie [11] oznaczono: skład granulometryczny – metodą areometryczną Prószyńskiego, gęstość fazy stałej – metodą piknometryczną, pojemność higroskopową (H) i maksymalną pojemność higroskopową (MH) – gravimetrycznie dla agregatów o strukturze naturalnej [17].

Badania struktur glebowych realizowano w oparciu o metody opracowane przez Rząsę, Owczarzaka [15, 16]. Oznaczono następujące parametry:

- dynamiczną wodoodporność agregatów glebowych (DW) – za pomocą analizatora dynamicznej wodoodporności agregatów; oznaczenie polega na pomiarze energii potrzebnej do rozbicia agregatu glebowego o V=1 cm<sup>3</sup> przez uderzenia spadających kropli o masie 0,05 g z wysokości 1 m (energia kinetyczna 1 kropli E = 4,905 J);

- statystyczną wodoodporność agregatów glebowych (SW) – za pomocą urządzenia WSW; pomiar tej cechy sprowadza się do określenia czasu rozpadu („czasu rozmakania”) agregatów zanurzonych w wodzie;
- stan agregacji wtórnej po dynamicznym i statystycznym działu wody – oznaczono metodą sitową na mokro, na zestawie sit średnicy oczek: 7, 5, 3, 1, 0,5, 0,25 mm. Sita zanurzano w naczyniu z wodą, gdzie następowała segregacja agregatów na frakcje;
- prędkość kapilarnego podsiąku ( $T_{kmin}$ ) – przeprowadzono w płaskim naczyniu szklanym z podkładką i bibułą filtracyjną, wypełnionym wodą do wysokości podkładu. Pomiar czasu podsiąku rozpoczęto od momentu zetknięcia się agregatu z wodą podsiąkającą, a kończono w momencie całkowitego nawilgocenia górnej powierzchni agregatu;
- kapilarną pojemność wodną minimalną ( $V_{kmin}$ ) i maksymalną ( $V_{kmax}$ ) – określono odpowiednio po podejściu frontu zwilżania do górnej powierzchni agregatu oraz po 2 godz. całkowitego wysycania wodą agregatów;
- wytrzymałość agregatów na ściskanie ( $R_c$ ) – za pomocą zaadoptowanego aparatu wytrzymałościowego LRu-Ts, wykorzystywanego w przemyśle odlewniczym do badania różnych parametrów wytrzymałościowych mas formierskich.

Wymienione wyżej właściwości oznaczono w 5 powtórzeniach losowo wybranych 5 agregatów, dla których – przy każdym oznaczonym parametrze – określono gęstość objętościową w stanie powietrze suchym. W tabelach przedstawiono wartości średnie z tych powtórzeń.

### 3. Wyniki i dyskusja

Skład granulometryczny analizowanych próbek glebowych oznaczono według przyjętej w 2008 roku przez Polskie Towarzystwo Gleboznawcze nowej klasyfikacji uziarnienia [13].

Wyniki analizy zamieszczono w tabeli 1. Zawartość poszczególnych frakcji była zróżnicowana. Frakcja piasku stanowi w tych próbkach od 58% do 73% . We frakcji największy udział mają ziarna o średnicy 0,5–0,25 mm. Zawartość frakcji pyłu w badanym materiale glebowym mieści się od 12% do 29%. Na wyróżnienie zasługuje duża i zróżnicowana ilość ilu koloidalnego (5–16%). Na poletkach z dodatkiem węgla

brunatnego zawartość frakcji iłu koloidalnego jest nieco mniejsza niż na poletkach bez jego dodatku. Duża ilość frakcji iłu koloidalnego jest cechą charakterystyczną dla badanego materiału glebowego [1, 2, 6–8]. Rząsa, Owczarzak [14] podają, że tak duże zawartości frakcji iłu koloidalnego w warstwie ornej gleb uprawnych występują bardzo rzadko.

Należy podkreślić, że zróżnicowanie w obrębie poszczególnych frakcji występuje nie tylko pomiędzy analizowanymi poletkami, ale także między poziomami na jednym poletku, jest to spowodowane, heterogennością tworzywa glebowego i dowodzi polifrakcyjnej struktury ich uziarnienia [8]. Stosowane od ponad 30 lat zabiegi uprawowe, jak wynika z uzyskanych danych, spowodowały tylko częściową homogenizację tego materiału. Jednakże, pomimo wykazanych różnic, jak wynika z danych zawartych w tabeli 1, analizowane próbki należą do dwóch sąsiadujących ze sobą grup granulometrycznych – glin piaszczystych i glin lekkich, przy czym znaczna większość próbek (14 z 16 analizowanych) zaliczona została do grupy glin piaszczystych.

Gleba rozwijająca się z gruntów pogórnicych, na której nie zastosowano dodatku węgla brunatnego (tab. 2) charakteryzowała się wysoką gęstością objętościową ( $1,71\text{--}1,82\text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) i niską porowatością ogólną (27,7 do 36,4%). Jest to cecha charakterystyczna gleb rozwijających się z gruntów pogórnicych [6–8].

Zastosowany w 1992 roku węgiel brunatny, jak wynika z danych przedstawionych w tabeli 2, spowodował rozluźnienie warstwy ornej. Gęstość objętościowa gleby suchej w tym poziomie była o około  $0,4\text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$  mniejsza i wahała się od  $1,27\text{--}1,46\text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$ . Efektem zmniejszenia gęstości objętościowej był wzrost porowatości ogólnej do wartości 42%–52,5%. Wzrost porowatości w wartościach bezwzględnych o około 15% oznacza zwiększenie ilości porów o 50% w stosunku do ilości porów w glebie bez dodatku węgla brunatnego. Cechą charakterystyczną poziomu uprawnego gleb rozwijających się ze spoistych gruntów pogórnicych jest zagęszczenie jego górnej części. Jest to spowodowane przede wszystkim obecnością minerałów ilastych (illitu i smektytu) o których donoszą Bender i Waszkowiak [3]. W wyniku zmiennych warunków atmosferycznych i zachodzących na przemian procesów nawilżania i wysychania te minerały ulegają na przemian pęcznieniu i kurczeniu, w skutek czego zachodzi zagęszczenie i zaskorupienie powierzchni gleby. Takie procesy na poletkach, gdzie zastosowano węgiel brunatny były mało widoczne, w przeciwieństwie do poletek bez dodatku węgla.

**Tabela 1.** Skład granulometryczny analizowanych gleb  
**Table 1.** Texture of investigated soils

Powierzchnia Area	Kombinacja nawożenia mineralnego Fertilisation treatment	Poziom Depth	Procentowa zawartość frakcji o średnicy (mm) Percentage content of fractions in diameter (mm)										Według PTG 2008 Acc. to PTG 2008	
			2,0-0,05					0,05-0,02						<0,002
			2,0-1,0	1,0-0,5	0,5-0,25	0,25-0,05	0,05-0,02	0,02-0,002	<0,002					
I	100 N	7 cm	16	22	26	3	11	14	8	gp				
		15 cm	13	21	25	3	9	15	14	gp				
	200 N	7 cm	10	20	32	3	9	12	14	gl				
		15 cm	8	16	30	4	13	16	13	gl				
	300 N	7 cm	8	20	30	6	10	18	8	gp				
		15 cm	10	22	33	8	2	10	15	gp				
II	0 N + węgiel	7 cm	11	21	31	4	10	19	5	gp				
		15 cm	9	23	33	4	11	9	11	gp				
	100 N + węgiel	7 cm	10	21	35	6	7	14	6	gp				
		15 cm	10	23	34	4	10	14	6	gp				
	200 N + węgiel	7 cm	12	22	33	5	10	14	5	gp				
		15 cm	11	23	31	3	8	16	8	gp				
300 N + węgiel	7 cm	10	20	32	4	11	10	12	gp					
	15 cm	9	20	32	4	0	15	10	gp					

**Tabela 2.** Gęstość i porowatość, wytrzymałość na ściskanie, pojemności wodne i wodoodporność agregatów glebowych

**Table2.** Bulk density and porosity, compressive strength, water capacities and water-resistance of soil aggregates

Powierzchnia Areas	Kombinacja nawożenia mineralnego Fertilisation treatment	Poziom Horizon	Gęstość objętościowa Bulk density $V_0$	Porowatość ogólna Total porosity $P_c$	Wytrzymałość na ściskanie Compressive strength $R_c$	Wodoodporność Water resistance		Pojemność higroskopowa Higroscopic capacity		Czas podstępu $T_{kmin}$	Kapilarna pojemność wodna Capillary water capacity	
						Dynamiczna DW $(J \cdot 10^{-2})$	Stacyczna SW (s)	H (%obj.)	MH (%obj.)		$V_{kmin}$ (%obj.)	$V_{kmax}$ (%obj.)
I	100 N	7 cm	1,81	27,7	1,554	8,53	1810	4,27	5,61	212	49,3	55,1
		15 cm	1,71	31,5	1,526	10,50	1721	4,46	5,56	282	55,8	59,4
	200 N	7 cm	1,79	28,4	1,798	7,70	5868	4,90	6,48	284	53,0	61,8
		15 cm	1,71	30,8	1,697	11,53	3376	4,50	6,05	394	50,2	59,7
	300 N	7 cm	1,82	29,0	1,585	6,87	6221	4,86	6,41	216	50,6	66,2
		15 cm	1,79	36,4	1,460	7,80	4098	4,90	6,41	392	52,8	74,8
II	0 N + węgiel	7 cm	1,32	48,4	0,651	2,60	2383	7,46	11,51	165	72,8	68,0
		15 cm	1,37	46,8	0,603	2,26	3144	8,08	12,21	122	83,9	84,5
	100 N + węgiel	7 cm	1,34	46,4	0,657	2,89	2879	7,49	11,26	201	64,4	61,8
		15 cm	1,35	45,2	0,540	3,29	4563	7,57	12,00	166	65,2	69,5
	200 N + węgiel	7 cm	1,31	50,4	0,698	3,19	2242	7,81	11,88	119	47,4	79,0
		15 cm	1,26	52,5	0,453	2,94	4712	6,94	10,53	116	52,4	62,5
300 N + węgiel	7 cm	1,46	42,0	0,775	3,87	2756	7,71	11,30	190	62,2	61,5	
		15 cm	1,42	44,8	0,746	6,28	3527	6,84	10,01	193	72,8	65,3

Zagęszczenie gleby obok składu granulometrycznego, zawartości materii organicznej i zawartości węglanów wapnia jest czynnikiem determinującym parametry wytrzymałościowe agregatów. Przeprowadzone badania wykazały, że badane agregaty charakteryzują się bardzo zróżnicowaną wytrzymałością na ściskanie. Agregaty pobrane z gleby bez dodatku węgla charakteryzowały się bez mała trzy razy większą wytrzymałością na ściskanie niż agregaty z dodatkiem węgla. Wynosiła ona od 1,460–1,798 MPa w agregatach bez dodatku węgla i 0,453–0,775 MPa w agregatach z dodatkiem węgla. Większą odpornością na ściskanie, jak wynika z danych zamieszczonych w tabeli 2, charakteryzują się agregaty pobrane z głębokości 7 cm od agregatów pobranych z głębokości 15 cm.

Jedną z najważniejszych cech struktury agregatowej jest odporność agregatów na działanie wody. Według Rząsy i Owczarzaka [14] jest ona zależna od czynników zewnętrznych, dostarczających energii oraz od właściwości fizycznych i chemicznych samej gleby. Działanie wody w procesie niszczenia struktury agregatowej gleby może przejawiać się jako działanie dynamiczne (energia kinetyczna spadających kropeł) lub statyczne (rozpad podczas cyklicznych procesów nawilżania i osuszania) [12]. Na poletkach bez dodatku węgla odporność agregatów wynosiła od 6,87 do 11,53 J·10<sup>-2</sup> była zatem od dwóch do pięciokrotnie większa niż na poletkach z dodatkiem węgla (2,26–6,28 J·10<sup>-2</sup>). Zaznaczyć należy, że w wariancie bez dodatku węgla bardziej odporne na dynamiczne oddziaływanie wody były agregaty pobrane z głębokości 15 cm. W wariancie z dodatkiem węgla takie różnice nie wystąpiły.

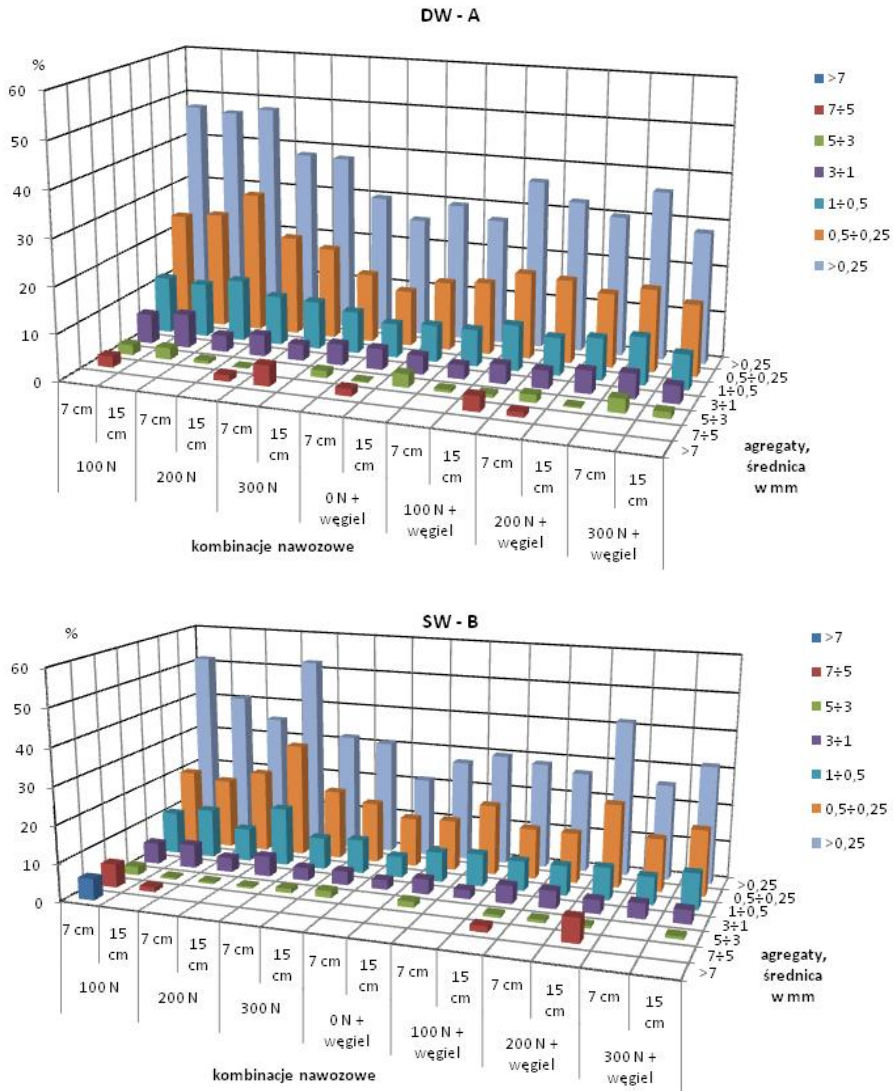
Rząsa, Owczarzak [14] podają, że statyczne działanie wody przebiega w terenie w znacznie dłuższym okresie czasu niż działanie dynamiczne. Sprzyjają temu warunki panujące w glebie nawet przy dużej porowatości, czyli istnieniu punktów kontaktowych pomiędzy poszczególnymi agregatami. W warunkach laboratoryjnych, w przypadku modelowanych agregatów glebowych, statyczne działanie wody na agregaty przebiega podobnie jak w terenie w dwóch fazach. Pierwsza faza to infiltracja wody w głąb agregatu wywołana gradientem wilgotności. Efekt jej działania zależy od wilgotności agregatu, a także od jego zagęszczenia, które warunkuje liczbę oraz wielkość mezo- i mikroporów. Faza druga, dłuższa, związana jest z powolnym pęcznieniem koloidalnych frakcji mineralno-organicznych. W wyniku tych procesów następuje zwiększenie objętości badanego agregatu i zmniejszenie liczby makroporów, przy czym tak samo jak w przypadku dynamicznej wodoodporności następuje całkowity rozpad pojedynczego agregatu.

Statyczna wodoodporność agregatów glebowych mierzona czasem ich rozpadu wahała się od 11721 s do 6221 s. Odporność agregatów glebowych pobranych z gleby bez dodatku węgla rosła wraz z ze wzrostem poziomu nawożenia azotowego. Agregaty pobrane z poziomu 7 cm były bardziej odporne na statyczne działanie wody niż agregaty z głębokości 15cm. Na kombinacjach 200N i 300N różnica wynosiła ponad 50%.

Agregaty pobrane z gleby z dodatkiem węgla brunatnego charakteryzowały się statyczną wodoodpornością w zakresie od 2 383 s do 4 563 s. W tym przypadku niezauważalny jest wpływ poziomu nawożenia azotowego na tę cechę. Występuje natomiast zależność odwrotna dotycząca wpływu głębokości pobrania agregatu na statyczną wodoodporność. Agregaty pobrane z poziomu 15 cm były bardziej wodoodporne niż te z 7 cm. Moim zdaniem przyczynę należy upatrywać w tym, że węgiel brunatny w agregatach pobranych z głębokości 7 cm był bardziej narażony na działanie wysokiej temperatury przez co nabrali cech hydrofobowych i nie pochłaniał wody. Części mineralne agregatu ulegając pęcznieniu odspoiły się od węgla i agregat uległ destrukcji.

Strukturotwórcze zdolności gleby charakteryzuje również rozpad agregatów pierwotnych na wtórne tzw. agregację wtórną. Przeprowadzone badania wykazały, że stopień rozpadu analizowanych agregatów pierwotnych mierzony tzw. sumą agregatów wtórnych (mezoagregatów) o wymiarach  $>0,25$  mm jest bardzo zróżnicowany zarówno dla dynamicznego jak i statycznego działania wody. Przy dynamicznym działaniu wody (rys. 1) zawartość mezoagregatów waha się od 29,9 do 47,9% w wariancie bez dodatku węgla brunatnego oraz od 25,7 do 36,6% w wariancie z dodatkiem węgla. Statyczne działanie wody spowodowało powstanie wtórnych mezoagregatów w ilościach od 30,9 do 52,4% w wariancie bez dodatku węgla i od 21,4 do 41,7% w wariancie z węglem. Zawartość wtórnych agregatów o średnicach:  $>7$  mm, 7–5 mm, 5–3 mm, 3–1 mm na obu powierzchniach jest zbliżona. Mniejsza ilość agregatów o średnicy 1–0,5 mm i 0,5–0,25 mm w przypadku dodatku węgla wskazują, że obecność tego komponentu pogarsza wtórną agregację.

Dodatek węgla spowodował wzrost higroskopowej i maksymalnej higroskopowej pojemności wodnej (tab. 2). Pojemność higroskopowa agregatów z dodatkiem węgla brunatnego jest o około 50%, a maksymalna pojemność higroskopowa aż o 100% większa niż agregatów bez dodatku węgla.



**Rys. 1.** Agregacja wtórna: A – po dynamicznym działaniu wody, B – po statycznym działaniu wody

**Fig. 1.** Secondary aggregation: A – after dynamic water action, B – after static water action



Prędkość przemieszczania się wody w agregatach oraz ich kapilarna pojemność wodna są bardzo ważnymi parametrami kształtującymi właściwości wodne gleb. Dodatek węgla brunatnego, jak wskazują przeprowadzone badania, wpłynął również na przyspieszenie przemieszczania się wody w agregacie. Czas przemieszczania się wody w agregacie z dodatkiem węgla brunatnego był o około trzy razy mniejszy niż w agregatach bez tego dodatku.

Minimalna kapilarna pojemność wodna agregatów glebowych reprezentujących powierzchnię I kształtowała się od 49,3 do 55,8% a maksymalna od 55,1 do 74,8%. Minimalna i maksymalna kapilarna pojemność wodna była znacznie większa u agregatów pobranych z powierzchni II (tab. 2). Podkreślić należy, że w przypadku tych agregatów, w większości, minimalna pojemność wodna była większa niż maksymalna, czyli ta którą określano po 2 godzinach. Na obecnym etapie badań tę zależność trudno jest wytłumaczyć.

Badania prowadzone nad strukturą gleb rozwijających się z gruntów pogórnich [5, 6, 7, 8] wskazują, że struktura tego materiału glebowego ulega stopniowej poprawie. Badania Kołodziej i in. [10] wskazują na korzystny wpływ węgla brunatnego na strukturę tych gleb.

Przeprowadzone badania wykazały, że skutki dodatku węgla zauważalne są nawet po 18 latach od aplikacji. Na cechy takie jak: pojemność higroskopowa i maksymalna pojemność higroskopowa, statyczna i dynamiczna wodoodporność agregatów glebowych, wtórna agregacja po statycznym i dynamicznym działaniu wody, węgiel brunatny wpłynął niekorzystnie. Poprawił natomiast gęstość objętościową i porowatość ogólną, kapilarną minimalną i maksymalną pojemność wodną oraz prędkość przemieszczania się wody w agregacie.

#### **4. Wnioski**

1. Skutki dodatku węgla okazały się trwałe i zauważalne są nawet po 18 latach od aplikacji. Dodatek węgla spowodował rozluźnienie mas ziemnych w poziomie ornym. Przyczynia się również do tego, że gleby te można łatwiej i szybciej uprawić.
2. Wyniki dotyczące wodoodporności agregatów glebowych, wytrzymałości agregatów na ściskanie i agregację wtórną po statycznym i dynamicznym działaniu wody wskazują, że szczególnie w okresach o małej sumie opadów te gleby podatne są na nadmierne rozpylenie.

3. Dodatek węgla, w świetle badań dotyczących H i MH oraz kapilarnej pojemności wodnej, powoduje zwiększenie możliwości retencji wodnej gleby, jednak jest to w większości woda trudno dostępna dla roślin.

## Literatura

1. **Bender J.:** *Rekultywacja terenów pogórnich w Polsce*. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 418, 75–86 (1995).
2. **Bender J., Gilewska M.:** *The influence of organic-mineral fertilizer on productivity of dump soils and low class bonitation*. Roczn. AR w Poznaniu, 310, Melior. Inż. Środ. 20, cz. II, 113–123 (1999).
3. **Bender J., Waszkowiak M.:** *Wiązanie jonu amonowego przez utwory nadkładu kopalni węgla brunatnego "Konin"*. Arch. Ochr. Środ., 1-2, 125–133 (1989).
4. **Bereśniewicz A., Nowosielski O.:** *Wykorzystanie węgla brunatnego w agrotechnice i rekultywacji*. Górnictwo odkrywkowe, 33, 5–6 (1991).
5. **Gilewska M.:** *Wpływ zabiegów rekultywacyjnych na kształtowanie agregatowej struktury gruntów pogórnich*. Zesz. Probl. Podst. Nauk Roln., z. 418, 703–707 (1995).
6. **Gilewska M., Otremba K.:** *Struktura gleb rozwijających się z gruntów pogórnich*. Roczn. AR Pozn. CCCLVII, 61–69 (2004).
7. **Gilewska M., Otremba K.:** *Wpływ paszowego systemu użytkowania na właściwości fizyczne gleb rozwijających się z gruntów pogórnich*. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 163–169 (2008).
8. **Gilewska M., Otremba K., Owczarzak W.:** *Wpływ dodatku węgla mineralnego na cechy struktury gleby rozwijającej się ze spoistych materiałów pogórnich*. Roczn. Gleb. 62, 2, 115–123 (2011).
9. **Kalembasa S., Tengler S.:** *Wykorzystanie węgla brunatnego w nawożeniu i ochronie środowiska*. Monografie Akad. Podl., Siedlce, 52, 1–175 (2004).
10. **Kołodziej B., Gilewska M., Otremba K., Słowińska-Jurkiewicz A.:** *Wpływ dodatku węgla mineralnego i węgla brunatnego na strukturę gleby rozwijającej się z gruntów pogórnich*. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 535, 235–241 (2009).
11. **Mocek A., Drzymała S.:** *Geneza analiza i klasyfikacja gleb Polski*. Wyd. Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, ss. 416. 2011.
12. **Owczarzak W.:** *Struktura gleb mineralnych Polski – Badania modelowe*. Poznań Wyd. Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, ss. 183. 2002.
13. **Polskie Towarzystwo Gleboznawcze** *Klasyfikacja uziarnienia gleb i gruntów mineralnych*, PTG 2008, Roczn. Gleb., 60, 2, 5–16 (2009).

14. **Rząsa S., Owczarzak W.:** *Struktura gleb mineralnych*. Wyd. Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, ss. 394. 2004.
15. **Rząsa S., Owczarzak W.:** *Modelling of soil structure and examination methods of water resistance, capillary rise and mechanical strength of soil aggregates*. Ann. Pozn. Agric. Univ. Sci. Diss., ss. 35. 1983.
16. **Rząsa S., Owczarzak W.:** *Maximum compaction and maximum loosening – methods of investigation and interpretation of results*. Roczn. A. R. Pozn. Rozp. Nauk., 202, 1–20 (1990).
17. **Rząsa S., Owczarzak W., Spsychalski W.:** *Methodological advances used (MH) in soils different structure*. Int. Agrophys., 7, 213–220 (1994).

## **Effect of Addition of Brown Coal on the Structure of Soils Developing from Post-Mining Grounds of Konin Brown Coal Mine**

### **Abstract**

Soil structure is widely accepted as one of the most important attributes affecting its physical properties and soil humus is commonly considered as one of the most important structure-forming factors. Chemical composition of brown coal similar to that of soil humus was a premise which prompted the application of this component for soil restoration. In 1992, an experiment was established in which brown coal dust in the amount of 1000 t ha<sup>-1</sup> was applied. The experiment with brown coal comprised four combinations of mineral fertilisation: 0 NPK – without mineral fertilisation, 100 kg N ha<sup>-1</sup>, 200 kg N ha<sup>-1</sup> and 300 kg N ha<sup>-1</sup>. Levels of fertilisation with phosphorus and potassium on all plots with mineral fertilisation were as follows: 40 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> and 80 kg K<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>. The control included plots without brown coal supplementation and three fertilisation combinations: 100 kg N ha<sup>-1</sup>, 200 kg N ha<sup>-1</sup> and 300 kg N ha<sup>-1</sup> as well as potassium-phosphorus fertilisation in the amount of 40 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> and 80 kg K<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>. In both variants winter cereals were cultivated and straw as well as post-harvest residues were ploughed under every year. Investigations of soil structures were carried out on the basis of published original methodological solutions elaborated by Rząsa and Owczarzak in which an aggregate measuring 1 cm<sup>3</sup> is the basis of investigations. The following parameters were determined: dynamic water resistance of soil aggregates (DW), static water resistance of soil aggregates (SW), state of secondary aggregation after dynamic and static action of water, velocity of capillary seepage (T<sub>kmin</sub>), minimal (V<sub>kmin</sub>) and maximal (V<sub>kmax</sub>) capillary water capacity, aggregate compression resistance (Rc). The above-mentioned values were determined in 5 replications. Using methods

commonly known and applied in soil science, texture composition, solid state density, hygroscopic capacity (H) and maximal hygroscopic capacity (MH) were also determined.

The analysed samples belonged to two neighbouring texture groups - sandy loams and light loams. It is evident from the performed investigations that the application of brown coal resulted in loosening of the arable soil layer. The observed increase of porosity in absolute values by approximately 15% means increase in pore numbers of about 50% in relation to the numbers of pores in the soil without brown coal supplementation. The aggregates collected from the soil without the addition of brown coal were characterised by the resistance ranging from 1.460 to 1.798 MPa. It was almost three times greater than that of aggregates with brown coal addition (0.453–0.775 MPa). The addition of coal reduced from two to five times the resistance to dynamic water action. The degree of breakdown of the analysed primary aggregates measured by the so called sum of secondary aggregates (mezo-aggregates) measuring >0.25 mm varied widely both for dynamic and static water action. The addition of brown coal worsened soil secondary aggregation. This also contributed to the increase of hygroscopic and maximal hygroscopic water capacity. The hygroscopic capacity of aggregates with the addition of brown coal was by about 50% and of maximal hygroscopic capacity – by about 100% greater in comparison with those without the addition of brown coal. Moreover, the addition of brown coal also accelerated water transfer in aggregates. Water translocation time in aggregates without the addition of brown coal was by about three times higher. Minimal capillary water capacity of soil aggregates collected from the variants without brown coal supplementation ranged from 49.3 to 55.8%, and maximal capillary water capacity – from 55.1 to 74.8%. Minimal and maximal capillary water capacity was considerably greater in aggregates collected from variants supplemented with brown coal and amounted to: from 47.4 to 83.9% and from 61.8 to 84.5%, respectively. The performed investigations revealed that the addition of brown coal loosened bulk soil in the arable soil level leading to its improved susceptibility to the action of cultivation tools. However, during periods of low total precipitation, these soils are sensitive to excessive sputtering. This was confirmed by the results associated with water resistance of soil aggregates, resistance of aggregates to compression as well as secondary aggregation following static and dynamic water action. The addition of brown coal increased possibilities of water retention but majority of this water was not easily accessible to plants as indicated by the research results concerning H and MH as well as capillary water capacity.



## **Badanie emisji formaldehydu z wyrobów budowlanych metodą komorową z zastosowaniem techniki GC-MS-PT**

*Małgorzata Danuta Nowacka, Elżbieta Kaniowska-Klarzyńska  
Narodowy Instytut Zdrowia Publicznego –  
Państwowy Zakład Higieny*

### **1. Wstęp**

Wzrost świadomości społeczeństwa przejawia się troską o środowisko wewnętrzne. Wzrasta popyt na materiały budowlane i elementy wyposażenia charakteryzujące się niską emisją związków organicznych. Formaldehyd został sklasyfikowany jako substancja toksyczna oraz rakotwórcza kategorii 1. Formaldehyd może wywoływać alergię, zapalenia spojówek, kaszel, ból głowy oraz powodować nieodwracalne zmiany w stanie zdrowia. W literaturze światowej wciąż pojawia się wiele materiałów na temat toksycznego wpływu formaldehydu na organizm ludzki. Występowanie formaldehydu w powietrzu wewnętrznym jest związane z zastosowaniem materiałów drewnopochodnych: pilśniowych i wiórowych (MDF, HDF), płyt OSB oraz innych wyrobów na bazie żywic formaldehydowych.

Technika GC-MS w połączeniu z urządzeniem Purge & Trap (P&T) jest przydatna w ocenie emisji lotnych związków organicznych z wyrobów budowlanych zawierających żywice syntetyczne.

Opisana metoda oznaczania formaldehydu oparta jest na pobieraniu próbek powietrza w komorach laboratoryjnych, następnie absorpcji w wodzie, zateżaniu w urządzeniu Purge & Trap i analizie lotnych związków organicznych techniką chromatografii gazowej z detekcją MS [1, 2].

## 2. Opis badania wyrobów. Charakterystyka żywic i czynników wpływających na emisję formaldehydu

Wyroby budowlane są spajane żywicami wyprodukowanymi na bazie moczniko-formaldehydu (UF), melamino-formaldehydu (MF), moczniko-melamino-formaldehydu (MUF) lub fenolo-formaldehydu (PF), fenolo-rezorycyno-formaldehydu (FRF), spolimeryzowanych metylenodifenylu diizocyanianów (PMDI) oraz PF/MDI. W nowszych typach wyrobów budowlanych głównie płyt drewnopochodnych stosuje się żywice PMDI i MUF nie zawierające wolnego formaldehydu uznanego za substancję rakotwórczą [3, 4, 5]. Materiały drewnopochodne zawierają spoiwa lub kleje oraz co najmniej jeden z następujących materiałów: włókna drzewne, strugane lub skrawane płyty drewna, lub odpady drzewne z lasów, plantacji, drewno cięte, pozostałości z przemysłu celulozowo-papierniczego, lub drewna pochodzącego z recyklingu. Materiały drewnopochodne obejmują: twardą płytę pilśniową, płytę pilśniową, płytę pilśniową średniej gęstości, płytę wiórową, płytę o wiórach zorientowanych (OSB), sklejkę oraz płyty litego drewna. Termin „materiały drewnopochodne” dotyczy również materiałów kompozytowych wykonanych z płyt drewnopochodnych pokrytych tworzywem sztucznym, laminowanym tworzywem sztucznym, metalem lub innymi materiałami pokryciowymi oraz płyt drewnopochodnych w postaci gotowej/półfabrykatów.

Czynnikami bezpośrednio wpływającymi na emisję formaldehydu z wyrobów drewnopochodnych jest: stosunek molowy formaldehydu do składnika wiążącego, występowanie reduktorów wiążących wolny formaldehyd, stopień kondensacji i utwardzenia oraz przeprowadzenie tych procesów w odpowiedniej temperaturze, przy odpowiedniej wilgotności jak i sam rodzaj surowców i gatunków drewna oraz pokrycie wyrobu powłoką.

W Polsce dopuszczalne stężenie formaldehydu w powietrzu pomieszczeń emitowane z wyrobów budowlanych reguluje Zarządzenie Ministra Zdrowia i Opieki Społecznej z dnia 12 marca 1996 r. *w sprawie dopuszczalnych stężeń i natężeń czynników szkodliwych dla zdrowia, wydzielanych przez materiały budowlane, urządzenia i elementy wyposażenia w pomieszczeniach przeznaczonych na pobyt ludzi* (Monitor Polski. 1996, nr 19, poz. 231), które podaje dopuszczalną wartość w pomieszczeniach kategorii A –  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a w pomieszczeniach kategorii B –  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  [6]. Wymagania prawne UE dotyczące klasyfikacji płyt drewnopochodnych

w zakresie emisji formaldehydu z materiałów drewnopochodnych ujęto w normie EN 13986 *Płyty drewnopochodne do stosowania w budownictwie – Właściwości, ocena zgodności i oznakowanie* [7]. Zgodnie z normą PN-EN 717-1:2006 *Płyty drewnopochodne. Oznaczanie emisji formaldehydu. Część 1: Emisja formaldehydu metodą komorową*, wyroby dla których emisja formaldehydu wynosi poniżej 0,1 ppm czyli  $124 \mu\text{g}/\text{m}^3$  są dopuszczone do stosowania w pomieszczeniach mieszkalnych i posiadają klasę E1 [8].

**Tabela 1.** Wymagania odnoszące się do emisji formaldehydu z płyt drewnopochodnych oraz zawartości w płytach obowiązujące w Europie  
**Table 1.** Requirements relating to formaldehyde emissions from wood-based panels and the content in force in Europe

Norma	Metoda badań	Klasy płyt	Wartość graniczna
PN-EN 13986:2006  Płyty drewnopochodne do stosowania w budownictwie - Właściwości, ocena zgodności i oznakowanie	EN 717-1 EN 120	E1-PB,MDF,OSB	$\leq 0.1 \text{ ppm}$ $\leq 8 \text{ mg}/100\text{g}$
	EN 717-1 EN 717-2	E1-PW	$\leq 0.1 \text{ ppm}$ $\leq 3.5 \text{ mg}/(\text{hm}^2)$
	EN 717-1 EN 120	E2-PB,MDF,OSB	$0.1 \text{ ppm}$ $> 8 \text{ mg}/100\text{g}$
	EN 717-1 EN 717-2	E2-PW	$\leq 0.1 \text{ ppm}$ $> 8 \leq 30\text{mg}/(\text{hm}^2)$

PB - (ang. particle board) płyta wiórowa  
MDF - (ang. medium-density fibreboard) płyta pilśniowa  
OSB - (ang. oriented standard board) - drewnopochodna trójwarstwowa płyta  
PW - (ang. plywood) sklejka

### 3. Parametry aparaturowe i walidacyjne GC-MS w połączeniu z systemem Purge & Trap

Metoda oznaczania emisji formaldehydu z zastosowaniem wzorca wewnętrznego – bromochlorometanu z materiałów budowlanych jest metodą selektywną [9]. Opracowana metoda jest przydatna do rutynowych analiz.

Kalibracje wykonano dla pięciu stężeń formaldehydu: 1, 10, 20, 40, i  $80 \mu\text{g}/\text{l}$  przy stężeniu wzorca wewnętrznego  $40 \mu\text{g}/\text{l}$ . Wartości współczynnika korelacji  $r$  mieściły się w zakresie 0,9993–0,9999. Powtarzalność metody wynosi 1,2% dla stężenia  $80 \mu\text{g}/\text{l}$  a 7,5% dla stężenia  $1 \mu\text{g}/\text{l}$ . Niepewność na poziomie  $1 \mu\text{g}/\text{l}$  osiąga 20,6%. Granica wykrywalności metody (LOD) wynosi  $0,13 \mu\text{g}/\text{l}$  a granica oznaczalności meto-

dy (LOQ) jest równa 0,26  $\mu\text{g}/\text{l}$  co odpowiada emisji 1,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Połączenie techniki GC-MS z systemem Purge & Trap zapewnia 1000-krotne zatężenie próbek przed wprowadzeniem na kolumnę chromatograficzną DB-VRX (dł. 60 m, średnica 0,25 mm, grubość fazy stacjonarnej 1,4  $\mu\text{m}$ ). Odzysk zaabsorbowanego formaldehydu w wodzie wykonany z zastosowaniem metody komorowej wynosił 98%.

W tabeli 2 przedstawiono parametry chromatografu gazowego ze spektrometrem mas model Agilent Technologies 7890/5975C. Zoptymalizowano parametry procesów sorpcji i desorpcji zachodzących w systemie Purge & Trap model TELEDYNE TEKMAR Velocity w zakresie przepływu gazu, warunków temperaturowych oraz rejestracją: SCAN oraz selektywnym monitorowaniem jonów SIM w połączeniu z ich czasami retencji różniącymi się mniej niż  $\pm 1\%$ .

**Tabela 2.** Parametry aparaturowe pracy chromatografu gazowego i spektrometru mas

**Table 2.** Instrumental parameters and operating the gas chromatograph mass spectrometer spectral

Część	Parametr	Wartość
GC	Temperatura dozownika	200°C
	Tryb nasytunku	z podziałem (split) 18,8:1
	Przepływ helu przez dozownik	30 ml/min
	Przepływ helu przez kolumnę	1,6 ml/min
	Program temperaturowy (26 min)	- utrzymywanie temp. 40°C przez 3 min; - narastanie temp. 10°C/min do temp. 260°C; - utrzymywanie temp. 260°C przez 10 min;
(aux)	Kanał pomocniczy - GC a MS	235°C
MS	Jonizacja	EI 70 eV
	Pułapka jonowa	230°C
	Temperatura detektora	150°C
	Czas oczekiwania (Dwell time)	50 ms
	Tryb rejestracji SCAN	dla zakresu mas cząsteczkowych od 35÷300 u
	Tryb rejestracji SIM dla wybranych mas	Formaldehyd: 28, 29, 30 u Bromochlorometan: 128, 130 u

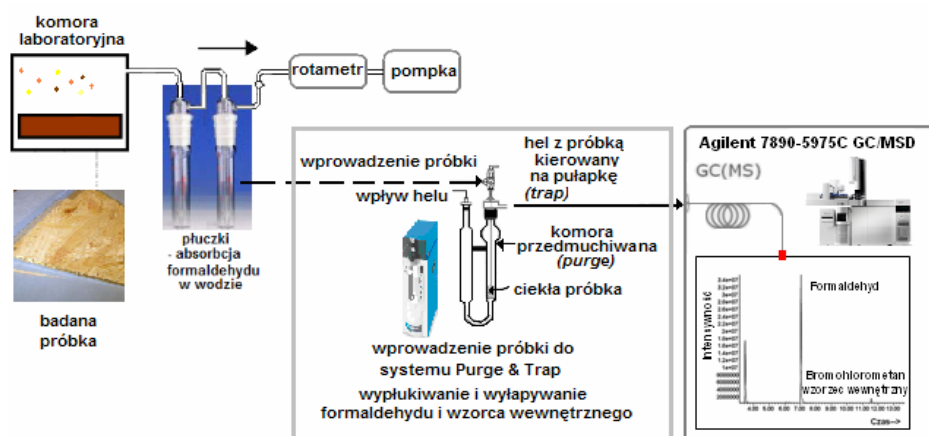
Warunki pomiarowe panujące w komorze laboratoryjnej przy pobieraniu próbek powietrza przedstawiono w tabeli 3.



**Tabela 3.** Warunki występujące w komorach laboratoryjnych  
**Table 3.** The conditions present in laboratory chambers

Warunki pomiarowe badania wyrobu metodą komorową:	
Wilgotność	45 ± 5 %
Temperatura powietrza pokojowa	21 ± 3 C
Szybkość przepływu powietrza	100 ± 10 l/godz
A pole powierzchni próbki [m <sup>2</sup> ]	0,2 m <sup>2</sup>
L – objętość komory [m <sup>3</sup> ]	0,2 m <sup>3</sup>
Czynnik wypełnienia	A / L = 0,2 m <sup>2</sup> / 0,2m <sup>3</sup> = 1

Lotne związki organiczne z próbek materiałów budowlanych umieszczonych w komorach laboratoryjnych były absorbowane w wodzie /sorbent/ znajdującej się w płuczce, do której następnie dodawano wzorec wewnętrzny i podawano do układu Purge & Trap gdzie po zateżeniu próbkę z helem przesyłano do chromatografu gazowego z detekcją mas. Schemat badania emisji formaldehydu z próbek materiałów budowlanych zamieszczono na rysunku nr 1. Piki związków chemicznych zidentyfikowano z wykorzystaniem biblioteki danych NIST (NIST/EPA/NIH Mas Spectra Library).



**Rys. 1.** Schemat badania emisji formaldehydu techniką GC-MS-PT z wyrobów budowlanych metodą komorową

**Fig. 1.** Diagram of formaldehyde emission testing of building materials by GC-MS-PT with the chamber method

#### 4. Analiza ilościowa formaldehydu

Wykonano badania próbek podłóg laminowanych, parkietów, wełny mineralnej oraz płyt drewnopochodnych: płyt pilśniowych o dużej gęstości HDF, płyt MDF oraz płyt fornirowanych ze sklejki. Stężenia policzono wg wzorów:

$$C = C_{\text{HCHO}} / V \text{ [}\mu\text{g/m}^3\text{]} \quad (1)$$

$$C_{\text{HCHO}} = (C_e - C_{\text{tło}}) \quad (2)$$

gdzie:

$C$  – stężenie emitowanego formaldehydu [ $\mu\text{g/m}^3$ ],

$C_{\text{HCHO}}$  – ilość formaldehydu [ $\mu\text{g}$ ],

$C_e$  – ilość formaldehydu wyemitowanego przez materiał w komorze [ $\mu\text{g}$ ],

$C_{\text{tło}}$  – ilość formaldehydu z pustej komory – tło [ $\mu\text{g}$ ],

$V$  – objętość powietrza w  $\text{m}^3$  przepuszczonego przez próbkę [ $\text{m}^3$ ].

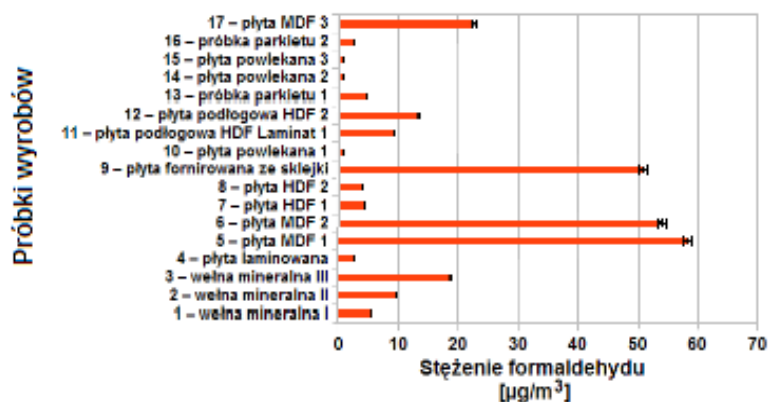
#### 5. Wyniki

Wyniki badań emisji formaldehydu z wyrobów drewnopochodnych potwierdzają, że spełniają one wymagania stawiane dla klasy E1 w Europie. Również w wyrobach z wełny mineralnej nie stwierdzono przekroczeń dopuszczalnych stężeń formaldehydu w materiałach przeznaczonych do stosowania wewnątrz pomieszczeń. W wyrobów budowlanych zawierających żywice syntetyczne potwierdzono techniką GC-MS-PT występowanie acetonitrylu oraz acetonu.

Wyniki badań wyrobów budowlanych zawierających żywice formaldehydowe przedstawiono na rysunku 2.

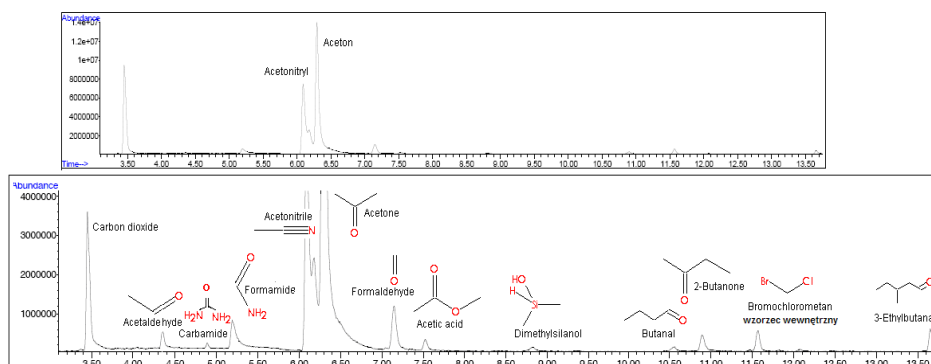
Wyniki badań zawierają się w zakresie od  $0,75 \mu\text{g/m}^3$  dla płyt całkowicie pokrytych do  $22,5 \mu\text{g/m}^3$  dla płyt MDF. Emisja z płyt fornirowanych ze sklejki wynosiła  $50,88 \mu\text{g/m}^3$ . Emisja formaldehydu z próbek wełny mineralnej wynosiła od  $5,5$  do  $18,75 \mu\text{g/m}^3$ . W przypadku płyt MDF stwierdzono emisję powyżej  $50 \mu\text{g/m}^3$  ( $58,4$  i  $54,0 \mu\text{g/m}^3$ ).

Przeprowadzona identyfikacja substancji chemicznych niebezpiecznych wykazała, że materiały drewnopochodne emitują substancje drażniące i uczulające: formaldehyd ( $\text{CH}_2\text{O}$ ), acetonitryl  $\text{CH}_3\text{CN}$ , aceton  $\text{CH}_3\text{-CO-CH}_3$ , mocznik  $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ , amid kwasu mrówkowego  $\text{H-(C=O)-NH}_2$ , aldehyd octowy  $\text{CH}_3\text{CHO}$ , kwas octowy  $\text{CH}_3\text{COOH}$ , dimetylosilanol  $(\text{CH}_3)_2\text{SiHOH}$ , butanal  $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{C=O}$ , 2-butanon  $\text{CH}_3\text{COCH}_2\text{CH}_3$ , 3-etylobutanal  $(\text{CH}_3\text{CH}_2)\text{CH}_2\text{C=O}$  (rysunek 3).



**Rys. 2.** Wyniki stężeń formaldehydu uzyskanych z wyrobów budowlanych zawierających w swoim składzie żywice syntetyczne

**Fig. 2.** The results obtained with concentrations of formaldehyde containing construction products in composition, synthetic resins



**Rys. 3.** Chromatogram uzyskany z analizy płyty drewnopochodnej z identyfikacją związków organicznymi metodą spektroskopii masowej z wykorzystaniem biblioteki danych NIST

**Fig. 3.** Chromatogram analysis of wood-based panels with the identification of organic compounds by mass spectrometry using the NIST library data

## 6. Dyskusja

W wyniku przeprowadzonych badań nie stwierdzono znacznych przekroczeń emisji formaldehydu.

Analiza identyfikacyjna związków organicznych z wyrobów budowlanych dowodzi, że z materiałów zawierających tworzywa sztuczne

na bazie żywic formaldehydowych emitowane są również aldehydy oraz związki takie jak aminy, amidy, nitryle i estry.

Wyniki badań emisji formaldehydu wykonywanych w Laboratorium Zakładu Higieny Komunalnej techniką chromatografii gazowej ze spektrometrią mas z zastosowaniem techniki wyplukiwania i wylapywania oraz desorpcji termicznej wykorzystuje się do wydawania ocen higienicznych wyrobów budowlanych i wyposażenia wnętrz takich jak płyty wiórowe i produkty drewnopochodne stosowane w pomieszczeniach jako ściany, sufity, podłogi, podkłady, drzwi, schody, panele i meble oraz inne wyroby na bazie żywic mocznikowo-formaldehydowych.

Opracowaną metodę można wykorzystać do oznaczania formaldehydu w wodzie zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 r w sprawie wymagań dotyczących jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz.U. nr 61, poz. 417 z dnia 5 kwietnia 2007r. z późniejszymi zmianami) – najwyższe dopuszczalne stężenie formaldehydu w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi wynosi 50 µg/l [10]. W badanych w laboratorium LHK próbkach wody pitnej nie stwierdzono obecności tego związku.

## Literatura

1. *Field Determination of VOCs in Soil and Water by Purge-and-Trap and Thermal Desorption GC/MS, Current Protocols in Field Analytical Chemistry.* John Wiley & Sons, Inc., 1B.1.1-1B.1.12, New York. 1998.
2. **Naughton V.J., Riga T.J.:** *Evaluation of EPA methods 502.2 and 524.2 utilizing a new generation purge-and-trap concentrator system.* Tekmar Company Monograph, Pitt. Con. 1993.
3. *Formaldehyde, 2-Butoxyethanol and 1-tert-Butoxypropan-2-ol.* IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Vol. 88 (2006), WHO Press. 2006.
4. **Salthammer T., Mentese S., Marutzky R.:** *Formaldehyde in the Indoor Environment.* Chem. Rev., 110, 2536–2572 (2010).
5. *Organic Indoor Air Pollutants.* 2nd Edition, Edited by Tunga Salthammer and Erik Uhde, WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim. 2009.
6. Zarządzenie Ministra Zdrowia i Opieki Społecznej z dnia 12 marca 1996 r. w sprawie dopuszczalnych stężeń i natężeń czynników szkodliwych dla zdrowia, wydzielanych p na pobyt ludzi (M.P. 1996, nr 19 poz. 231)
7. PN-EN 13986:2006 Płyty drewnopochodne do stosowania w budownictwie – Właściwości, ocena zgodności i oznakowanie

8. PN-EN 717-1:2006 Płyty drewnopochodne – Oznaczanie emisji formaldehydu – Część 1: Emisja formaldehydu metodą komorową
9. **Nowacka M., Kaniowska-Klarzyńska E.:** *Metoda oznaczania emisji formaldehydu z wyrobów budowlanych metodą komorową z zastosowaniem techniki GC-MS w połączeniu z systemem Purge & Trap*. Gaz Woda i Technika Sanitarna, w druku.
10. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 r w sprawie wymagań dotyczących jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz.U. nr 61, poz. 417 z dnia 5 kwietnia 2007r. z późniejszymi zmianami

## **Determination of Formaldehyde Emissions from Construction Products Using Chamber Method and GC-MS-PT**

### **Abstract**

Increased public awareness and concern for indoor air pollution health consequences for the internal environment, demand for building materials and items of equipment with low emission of organic compounds. Formaldehyde has been classified as toxic and carcinogenic category 1. Formaldehyde can cause allergies, conjunctivitis, cough, headache, and may cause irreversible changes in the risk of a health condition. In world there is still a lot of information on the toxicity of formaldehyde on the human body. The aim of the study was to evaluate the emission of formaldehyde and other compounds with a new analytical method with the identification. We demonstrated that GC-MS technique in combination with Purge & Trap (P&T) can be useful in the analysis of volatile organic compounds in building products containing synthetic resins.

Described method applies techniques to enable the determination of formaldehyde is based on air samples in laboratory chambers, followed by absorption in water, concentrating in Purge & Trap device and analysis volatile organic compounds technique of gas chromatography with MS detection.

The combination of GC-MS with Purge & Trap system provides 1000-fold concentration of samples prior to the chromatographic column DB-VRX (length 60 m, diameter 0,25 mm, a thickness of 1,4 microns stationary phase).

Elaborated method for determination of emissions of formaldehyde GC-MS-PT is characterised by good linearity of 1–80  $\mu\text{g/l}$  repeatability is 1.2% (for the concentration of 80  $\mu\text{g/l}$ ) and 7.5% (for concentrations of 1  $\text{mg/l}$ ). The uncertainty at the level of 1  $\mu\text{g/l}$  reaches 20.6%. The limit of quantification is 0.26  $\text{g/l}$ , corresponding to emission of 1.3  $\mu\text{g/m}^3$ .

The method is designed to analyze the emission of formaldehyde from samples: including laminate flooring, parquet, mineral wool and wood-based materials that is made by binding with adhesives or glues one or more of the following materials: wood fibres, or stripped, or sheared wood sheets, and/or wood residues from forest, plantations, sawn-wood, residues from pulp/paper industry as well recycled wood. Wood-based materials comprise: hardboard, fibreboard, medium density fibreboard, particleboard, OSB (Oriented Strand Board), plywood, and panels in solid wood. The term 'wood-based material' also refers to composite materials made from wood-based panels coated by plastics, or laminated plastics, metals and other coating materials as well as finished/semi-finished wood-based panels.

The results indicate that target compound varied in the range of  $0.75 \text{ mg/m}^3$  for the panels completely covered up to  $22.5 \text{ mg/m}^3$  for MDF. Emission of formaldehyde from samples of mineral wool was of  $5.5$  to  $18.75 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ . Emissions of plywood veneered panels was  $50.88 \text{ mg/m}^3$ .

Emission of formaldehyde from mineral wool samples ranged from  $5.5$  to  $18.75 \text{ mg/m}^3$ . In the case of MDF emissions were above  $50 \text{ mg/m}^3$  ( $58.4$  and  $54.0 \text{ mg/m}^3$ ).

Results of our research concerning emissions of formaldehyde from wood products confirm that such materials meet the requirements for the class of E1 in Europe. In materials intended for the use inside the premises with mineral wall the limit of formaldehyde concentrations was not exceeded. In construction products containing synthetic resins was confirmed by GC-MS of acetonitrile and acetone.

The performed identification of hazardous chemicals showed that wood-based materials emit irritating and allergenic substances: formaldehyde, acetonitrile, acetone, carbamide, formamide, acetaldehyde, acetic acid, dimethylsilanol, butanal, 2-butanone, 3-ethylbutanal.

Trace levels of aldehydes, amines, amides, nitriles and esters have been found in construction materials containing plastics resin formaldehyde.



## **Ekonomiczne aspekty budowy i eksploatacji suszarni słonecznej**

*Czesław Przybyła, Janusz Filipiak, Jerzy Bykowski  
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

### **1. Wstęp**

Wobec wymagań stawianych przez prawo wspólnotowe w zakresie ochrony środowiska, Polska stoi obecnie przed poważnymi wyzwaniami. Należą do nich z pozoru niemające związku: konieczność progresywnego wzrost produkcji energii pochodzącej z odnawialnych źródeł energii oraz konieczność odpowiedniego zagospodarowania komunalnych osadów ściekowych [1]. Łączne rozwiązanie tych wyzwań można upatrywać w zastosowaniu metod odzyskiwania lub unieszkodliwiania komunalnych osadów ściekowych przy wykorzystaniu energii słonecznej [3].

Przewiduje się, że w najbliższych latach w Polsce wytwarzane będzie około 1 milion ton suchej masy komunalnych osadów ściekowych, w tym na obszarach wiejskich na poziomie 12,8%, co daje 128 tysięcy ton. Na obszarach tych możemy mieć zatem do zagospodarowania około 600 tysięcy ton osadów, które na oczyszczalni zostały odwodnione w prasach czy innych urządzeniach odwadniających na poziomie 20% zawartości suchej masy. Osady o obniżonej wilgotności można uzyskać w odpowiednio zaprojektowanych suszarniach słonecznych o różnym stopniu zaawansowania rozwiązań technicznych, jednak podstawowe znaczenie mają w tych przypadkach wyniki analizy ekonomicznej [2].

### **2. Cel, zakres i metodyka badań**

Celem pracy była analiza ekonomicznych aspektów budowy i eksploatacji suszarni słonecznej osadów uzyskanych podczas procesu oczyszczania ścieków w gminnej oczyszczalni, na przykładzie trzech

wariantów inwestycyjnych, zróżnicowanych pod względem stosowanych urządzeń:

- **wariant 1** (podstawowy) – suszarnia o wymiarach 33,6 x 32 x 5,96 m i wydajności 400 Mg/rok. Obiekt istniejący, powstały w 2007 roku w ramach modernizacji oczyszczalni ścieków w Bytkowie, był pierwszym tego typu obiektem w Polsce, w którym zastosowano promieniowanie słoneczne (źródło energii odnawialnej) do procesu osuszania osadów.
- **wariant 2** – suszarnia o wymiarach 33,6 x 32 x 5,96 m i założonej wydajności 800 Mg/rok. W stosunku do rozwiązań wariantu 1 suszarnię planuje się wyposażyć dodatkowo w urządzenia do mechanicznego przewracania osadów (przewracarka).
- **wariant 3** – suszarnia słoneczna o wymiarach 120 x 12 x 5,96 m i założonej wydajności 1200 Mg/rok. W stosunku do rozwiązań wariantu 1 suszarnię planuje się wyposażyć w urządzenia do mechanicznego przewracania osadów (przewracarka) oraz do wentylacji.

W przypadku wariantów 2 i 3 planuje się także zmianę pokrycia konstrukcji tunelu z folii na pokrycie poliwęglanem.

Kalkulację kosztów budowy, eksploatacji oraz prognozowanych efektów wykonano na podstawie danych finansowych (bilansowych) uzyskanych z Przedsiębiorstwa Usług Komunalnych w Rokietnicy, opracowań własnych i danych na poziomie stawek i cen jednostkowych z 2011 roku, bez podatku od towarów i usług (VAT).

Do oceny efektywności techniczno-ekonomicznej analizowanych inwestycji zastosowano wskaźniki stosowane w analizie efektywności kosztowej: kapitałochłonności, jednostkowego kosztu eksploatacji, średniego rocznego kosztu jednostkowego oraz wskaźniki stosowane w analizie kosztów i korzyści: wartości zaktualizowanej netto i zdyskontowanego okresu zwrotu.

**Wskaźnik kapitałochłonności** [zł/Mg] obliczono według formuły:

$$W_k = \frac{I}{E}$$

gdzie:

$I$  – nakłady inwestycyjne [zł],

$E$  – wydajność suszarni [Mg].



**Wskaźnik jednostkowego kosztu eksploatacji** [zł/Mg] obliczono według formuły:

$$W_{jk} = \frac{K}{E}$$

gdzie:

$K$  – średni roczny koszty eksploatacji suszarni [zł],  
 $E$  – wydajność suszarni [Mg].

**Wskaźnik średniego rocznego kosztu jednostkowego** [zł/Mg] obliczono według wzoru [4]:

$$W_s = \frac{I(r + s) + K}{E}$$

gdzie:

$I$  – nakłady inwestycyjne [zł],  
 $r$  – stopa oprocentowania,  
 $s$  – stopa amortyzacji,  
 $K$  – średni roczny koszty eksploatacji suszarni [zł].

Do oceny efektywności ekonomicznej inwestycji ochrony środowiska przyjmowana jest z reguły stopa oprocentowania ( $r$ ) w przedziale od 5 do 8% (4). W pracy do obliczeń przyjęto stopę oprocentowania w wysokości 8%. Dla wariantu 1 suszarni przyjęto do obliczeń stopę amortyzacji ( $s$ ) w wysokości 4,5%, jak dla obiektu budowlanego. Dla wariantów 2 i 3, jako obiektów budowlanych wyposażonych dodatkowo w zautomatyzowane urządzenia techniczne (stopa amortyzacji 7%), na podstawie obliczeń wartości średnio ważonej, przyjęto stopę amortyzacji w wysokości 5,5%.

**Wartość zaktualizowana netto NPV [zł]** obliczono na podstawie formuły [5]:

$$NPV = -N/(1+k)^0 + [(P - K)/(1+k)^1 + (P - K)/(1+k)^2 + \dots + (P - K)/(1+k)^n]$$

gdzie:

$I$  – nakłady inwestycyjne [zł],  
 $P$  – średni roczny przychód finansowy z funkcjonowania suszarni słonecznej [zł],  
 $K$  – średni roczny koszty eksploatacji suszarni [zł],

$k$  – stopa dyskontowa,

$n$  – przyjęty okres eksploatacji technicznej urządzeń [lata].

Stopę dyskontową ( $k$ ), czyli minimalną zakładaną przez inwestora stopę zwrotu z inwestycji, przyjęto na poziomie 8%.

W konsekwencji przyjętych stóp amortyzacji, obliczenia wartości zaktualizowanej netto wariantu 1 suszarni prowadzono dla okresu eksploatacji technicznej obiektu – 22 lata. Dla wariantów 2 i 3 przyjęto okres eksploatacji 18 lat, co wynika ze średniej ważonej stopy amortyzacji obliczonej na podstawie zróżnicowanych stóp amortyzacji obiektu budowlanego i urządzeń technicznych.

**Zdyskontowany okres zwrotu** to oczekiwana liczba lat potrzebna do całkowitej spłaty poniesionych nakładów inwestycyjnych, przy zdyskontowaniu prognozowanych przychodów i kosztów eksploatacji suszarni.

### 3. Wyniki

Wyszczególnienie robót budowlanych oraz urządzeń dla analizowanych wariantów technologicznych suszarni osadów wraz z ich kosztami zestawiono w tabeli 1. Planowane łączne koszty budowy obiektów były istotnie zróżnicowane i wynosiły od 0,623 mln. zł w przypadku podstawowego wariantu 1, do 1,585 mln. zł dla najbardziej zaawansowanego technologicznie wariantu 3, wyposażonego w urządzenia do mechanicznego przewracania osadów (przewracarka) oraz do wentylacji. Koszt wykonania wariantu 2 z urządzeniem do mechanicznego przewracania osadów oszacowano na 1,015 mln zł.

Uwzględniając powierzchnie analizowanych wariantów 1, 2 i 3 suszarni, koszt jednostkowy budowy oszacowano odpowiednio na 580, 944 i 1101 zł za m<sup>2</sup>.

W przypadku robót budowlanych, największy udział w kosztach realizacji obiektów mają koszty wykonania konstrukcji nośnej, oszacowane na kwoty 348, 348 i 402 tys. zł. Koszt wyposażenia wariantu 2 w urządzenia do przewracania osadów oszacowano na 321 tys. zł, a wariantu 3 – w urządzenia do przewracania i wentylacji na 722 tys. zł, co stanowiło odpowiednio 31 i 46% łącznych kosztów budowy.

**Tabela 1.** Zestawienie kosztów budowy analizowanych wariantów suszarni słonecznych na poziomie cen z 2011 roku

**Table 1.** Specification of the construction costs of the analysed variants of a solar drying plant, on the level of prices from the year 2011

Element kosztów	Suszarnia		
	Wariant 1	Wariant 2	Wariant 3
Roboty ziemne	27 041	27 041	19 313
Ławy fundamentowe, ściany	51 876	51 876	68 622
Konstrukcja nośna pokrycia	348 458	348 458	402 813
Pokrycie z poliwęglanu	–	112 102	139 639
Pokrycie z folii	40 926	–	–
Brama	5 087	5 087	13 564
Rynny i rury	5 781	5 781	8 965
Posadzka	144 345	144 345	146 955
Murek prowadzący przewracarkę	–	–	62 929
Przewracarka	–	320 667	601 335
Wentylacja	–	–	120 960
<b>Razem</b>	<b>623 514</b>	<b>1 015 357</b>	<b>1 585 095</b>
<b>Koszt jednostkowy budowy [zł/m<sup>2</sup>]</b>	<b>580</b>	<b>944</b>	<b>1 101</b>

Do bieżących kosztów eksploatacji poszczególnych wariantów suszarni słonecznych zaliczono wynagrodzenia oraz koszty ubezpieczenia społecznego i innych świadczeń pracowników, a w przypadku wariantów 2 i 3 oczyszczalni również koszty zużycia materiałów, energii oraz usług obcych, niezbędnych do właściwego funkcjonowania zainstalowanych dodatkowo urządzeń technicznych. Stwierdzono, że prognozowane koszty eksploatacji są istotnie zróżnicowane i wynoszą 11 470 zł dla podstawowego wariantu 1 oczyszczalni, 39836 zł w wariantcie 2 wyposażonym w przewracarkę osadów i 193 850 zł rocznie, dla najbardziej zaawansowanego technologicznie wariantu 3, wyposażonego w urządzenia do przetwarzania osadów i wentylacji (tab. 1).

Jednostkowe roczne koszty eksploatacji wariantów 1, 2 i 3 oszacowano odpowiednio na kwoty 11, 37 i 135 zł/m<sup>2</sup>.

Na podstawie przeprowadzonych analiz, do wymiernych ekonomicznie przychodów z funkcjonowania suszarni zaliczono odbiór osadu ściekowego (20% s.m.), a w przypadku wariantów 2 i 3 inwestycji, dodatkową możliwość produkcji i sprzedaży nawozu organiczno-wapiennego.

**Tabela 2.** Zestawienie kosztów eksploatacji analizowanych wariantów suszarni słonecznych na poziomie cen z 2011 roku

**Table 2.** Specification of the construction costs of the analysed variants of a solar drying plant, on the level of prices from the year 2011

Element kosztów	Suszarnia		
	Wariant 1	Wariant 2	Wariant 3
Materiały i energia	0	28 366	80 000
Usługi obce	0	0	23 950
Wynagrodzenia	9 720	9 720	76 200
Ubezpieczenia i in. świadczenia	1 750	1 750	13 700
<b>Razem</b>	<b>11 470</b>	<b>39 836</b>	<b>193 850</b>
<b>Koszt jednostkowy eksploatacji [zł/m<sup>2</sup>]</b>	<b>11</b>	<b>37</b>	<b>135</b>

Przy przyjętych założeniach wydajności urządzeń oraz cen z roku 2011, roczny przychód dla podstawowego wariantu 1 może wynosić 80 tys. zł, dla wariantu 2 wyposażonego w przewracarkę – 364 tys. zł, dla wariantu 3 wyposażonego w przewracarkę i urządzenia do wentylacji osadów – 546 tys. zł (tabela 3).

**Tabela 3.** Zestawienie prognozowanych przychodów finansowych wynikających z eksploatacji analizowanych wariantów suszarni na poziomie cen z 2011 roku

**Table 3.** Specification of the predicted financial incomes resulting from the operation of a drying plant, on the level of prices from the year 2011

	Suszarnia		
	Wariant 1	Wariant 2	Wariant 3
Odbiór osadu ściekowego 20% s.m.	80 000	160 000	240 000
Nawóz organiczno wapienny	0	204 000	306 000
<b>Razem</b>	<b>80 000</b>	<b>364 000</b>	<b>546 000</b>

Zastosowanie dodatkowych urządzeń zwiększa zatem potencjalnie produktywność ekonomiczną wariantu 2 około 4,5-krotnie, a wariantu 3 – 6,8-krotnie, w stosunku do podstawowego wariantu 1.

Obliczenia wskaźnika kapitałochłonności wykazały, że choć w wartościach bezwzględnych wariant 1 budowy suszarni jest najtańszy, to po uwzględnieniu wydajności, najniższą kosztochłonnością charakteryzuje

się rozwiązanie proponowane w wariantcie 2. Wartość tego wskaźnika wynosi dla wariantu 1, 2 i 3 odpowiednio 1559, 1269 i 1321 zł/Mg (tabela 4).

**Tabela 4.** Zestawienie wybranych wskaźników oceny efektywności ekonomicznej analizowanych wariantów suszarni  
**Table 4.** Specification of selected indices of the economic effectiveness estimation referring to the analysed drying plant variants

Wskaźniki	Suszarnia		
	Wariant 1	Wariant 2	Wariant 3
Wskaźnik kapitałochłonności [zł/Mg]	1 559	1 269	1 321
Wskaźnik jednostkowego kosztu eksploatacji [zł/Mg]	29	50	161
Średni roczny koszt jednostkowy [zł/Mg]	223	221	333
Wartość zaktualizowana netto [zł]	+ 72 736	<b>+ 2 022 665</b>	+ 1 715 214
Zdyskontowany okres zwrotu [lata]	17 lat i 1 miesiąc	<b>3 lata i 9 miesięcy</b>	5 lat i 10 miesięcy

Co nie jest zaskoczeniem, najwyższym wskaźnikiem jednostkowego kosztu eksploatacji (161 zł/Mg) charakteryzuje się z kolei rozwiązanie zaproponowane w wariantcie 3, z zastosowaniem dodatkowych urządzeń do przewracania i wentylacji osadów.

Wskaźnik średniego rocznego kosztu jednostkowego, ujmującego razem nakłady inwestycyjne i koszty eksploatacji w przeliczeniu na jednostkę produkcji, wykazał, że najdroższym rozwiązaniem jest wariant 3 suszarni. Wartość tego wskaźnika wynosiła 333 zł/Mg rocznie, przy porównywalnych wartościach dla wariantu 1 i 2 w wysokości około 220 zł (tabela 4).

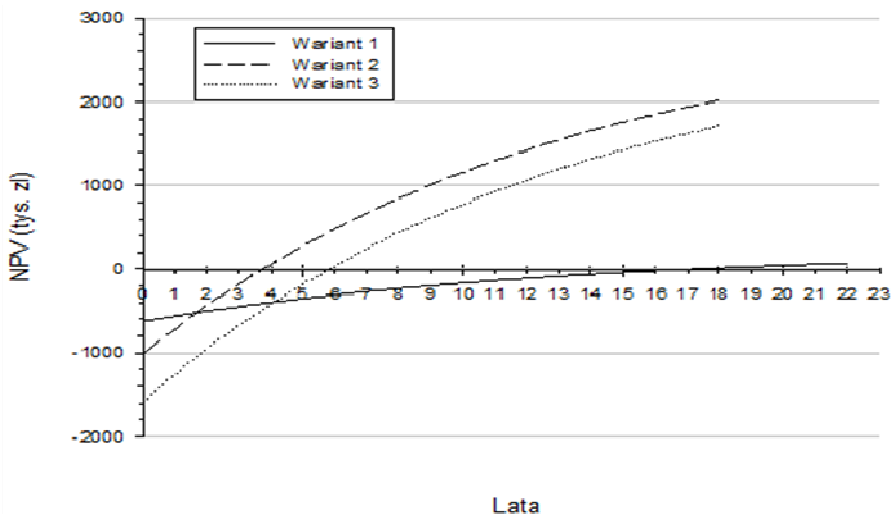
Omówione powyżej wskaźniki charakteryzują jednak wyłącznie kosztową stronę inwestycji, bez uwzględnienia spodziewanych efektów produkcyjnych.

Obliczenia wartości zaktualizowanej netto, polegające na zsumowaniu zdyskontowanych w okresie technicznej eksploatacji obiektów rocznych strumieni pieniężnych (wydatków i przychodów) wykazały, że wszystkie z analizowanych wariantów budowy suszarni słonecznej są

opłacalne (tabela 4). Z ekonomicznego punktu widzenia, najbardziej uzasadnionym jest realizacja wariantu 2, wyposażonego w urządzenia do mechanicznego przewracania osadów. Po 18 latach założonej technicznej eksploatacji urządzeń, realizacja tego wariantu może przynieść „czysty zysk netto” w wysokości około 2 mln. zł.

Przy stosunkowo niskich bezwzględnych nakładach inwestycyjnych i kosztach eksploatacji, efektywny jest też ekonomicznie wariant 1. Jednak przy założonym 22 letnim okresie eksploatacji obiektu, prognozowany zysk całkowity oszacowano zaledwie na około 70 tys. zł.

W pracy obliczono również zdyskontowany okres zwrotu, określający po jakim czasie zdyskontowane zyski z inwestycji zrównają się z poniesionymi nakładami. Jak wynika z rys. 1 najwcześniej nakłady inwestycyjne zwrócą się w przypadku realizacji wariantu 2 suszarni (3 lata i 9 miesięcy). W przypadku realizacji najbardziej zaawansowanej technologicznie suszarni (wariant 3) – po 5 latach i 10 miesiącach, a w podstawowym wariantcie 1 dopiero po 17 latach i 1 miesiącu.



**Rys. 1.** Wartość zaktualizowana netto analizowanych wariantów suszarni słonecznej w kolejnych latach eksploatacji  
**Fig. 1.** Actualized net value of the analysed variants of a solar drying plant operation in the successive years of its utilization

#### 4. Wnioski

Na podstawie analizy 3 wariantów suszarni osadów zlokalizowanych przy gminnej oczyszczalni ścieków, zróżnicowanych pod względem zastosowanych urządzeń oraz wydajności, przeprowadzonej na poziomie stawek i cen jednostkowych z 2011 roku sformułowano następujące wnioski:

1. Łączne koszty budowy obiektów mogą być istotnie zróżnicowane i wynosiły od 0,623 mln. zł w przypadku wariantu podstawowego do 1,585 mln. zł dla najbardziej zaawansowanego technologicznie wariantu, wyposażonego w urządzenia do mechanicznego przewracania osadów (przewracarka) oraz do wentylacji. Uwzględniając powierzchnie analizowanych wariantów suszarni, koszt jednostkowy budowy oszacowano odpowiednio na 580, 944 i 1101 zł za m<sup>2</sup>.
2. Do bieżących kosztów eksploatacji poszczególnych wariantów suszarni słonecznych zaliczono wynagrodzenia oraz koszty ubezpieczenia społecznego i innych świadczeń pracowników, a w przypadku wariantów 2 i 3 oczyszczalni również koszty zużycia materiałów, energii oraz usług obcych, niezbędnych do właściwego funkcjonowania zainstalowanych dodatkowo urządzeń technicznych. Jednostkowe roczne koszty eksploatacji wariantów 1, 2 i 3 oszacowano odpowiednio na kwoty 11, 37 i 135 zł/m<sup>2</sup> powierzchni suszarni.
3. Przy przyjętych założeniach wydajności urządzeń roczny przychód dla podstawowego wariantu suszarni może wynosić 80 tys. zł, dla wariantu wyposażonego w przewracarkę – 364 tys. zł, a dla wariantu wyposażonego w przewracarkę i urządzenia do wentylacji osadów – 546 tys. zł. Zastosowanie dodatkowych urządzeń zwiększa potencjalnie produktywność ekonomiczną wariantu 2 o około 4,5 –krotnie, a wariantu 3 – 6,8 –krotnie, w stosunku do podstawowego wariantu 1.
4. Przy założonych parametrach rachunku, wszystkie z trzech analizowanych wariantów suszarni osadów można uznać za opłacalne. Z ekonomicznego punktu widzenia, najbardziej uzasadnionym jest realizacja wariantu obiektu wyposażonego w urządzenia do mechanicznego przewracania osadów. Zwrot nakładów inwestycyjnych w przypadku tego rozwiązania może nastąpić po 3 lata i 9 miesiącach od oddania obiektu do eksploatacji, a łączna wartość zaktualizowana netto (NPV) po 18 latach założonego funkcjonowania obiektu może wynieść około 2 mln. zł.

## Literatura

1. **Bień J.B., Wystalska K.:** *Przekształcanie osadów ściekowych w procesach termicznych*. Wyd. Seidel-Przywecki, Warszawa, 100 (2009).
2. **Filipiak J., Przybyła Cz.:** *Wykorzystanie energii słonecznej do suszenia wstępnie odwodnionych osadów ściekowych*. Zesz. Nauk. Wydz. Budown. i Inż. Środ. Politechniki Koszalińskiej. Inżynieria Środowiska. 23, 387–397 (2007).
3. **Fytyli D., Zabaniotou A.:** *Utilization of sewage sludge I UE application of old and new methods – a review*. Renewable and Sustainable Energy Reviews 21, 116 (2001).
4. **Cyglar M., Miłaszewski R. (red.):** *Materiały do studiowania ekonomiki zaopatrzenia w wodę i ochrony środowiska*. Wyd. Ekonomia i Środowiska. Białystok, 206 (2008).
5. **Rogowski W.:** *Rachunek efektywności przedsięwzięć inwestycyjnych*. Wolters Kluwer, Kraków, 377 (2008).

## Economical Aspects of Construction and Operation of a Solar Drying Plant of Sewage Sludge

### Abstract

The paper presents an analysis of economic aspects of the construction and operation of a solar drying plant of sludge accumulating during the process of sludge removal in a communal sewage treatment plant, on the basis of three investment variants differentiated regarding the applied installations:

Variant 1 (the basic one) of the drying plant represents a building covering an area of 33.6 x 32 m x 5.96 m and an expected output of 400 Mg per year. The existing object was developed in the year 2007 within the modernization of the sewage treatment plant in Bytków. It was the first object of this type in Poland, where solar radiation (the source of renewable energy) was applied to the drying process of sludge.

Variant 2 – a drying plant with an area of 33.6 x 32 x 5.96 m and an assumed output of 800 Mg per year.. In comparison with Variant 1, the drying plant should have an additional installation for mechanical turning-over of the sludge (a turning-over device).

Variant 3 – a solar drying plant measuring 120 x 12 x 5.96 m and with an assumed output of 1200 Mg per year. In relation to variant 1, it is planned to equip the drying plant with an installation for mechanical turning-over of the sludge (a turning-over device) and an installation for ventilation.



The calculation of the construction and operation, as well as the expected effects was carried out on the basis of financial data (balance-sheet) obtained from the plant operation in an Enterprise of Communal Services in Rokietnica, from our own calculations and from data referring to the rates and unit prices in the year 2011 without the VAT tax.

For the estimation of the technical and economic effectiveness of the absorptive power of the analysed investment, the following indices of capital consumption have been applied: capital absorptive power of the unit cost of plant operation, the mean annual unit cost of the actualized net value and the discounted return period.

The total costs of the object construction can be essentially differentiated and they can amount from 0.623 mln PLN, in case of the basic variant, to 1.585 mln. PLN for the most technologically advanced variant equipped with installations for mechanical turning-over of sludge ( a turning-over device) and for ventilation. Taking into consideration the surface area of the analysed drying plant, the unit cost has been estimated for 580.944 PLN and 1101 PLN, respectively, for 1 m<sup>2</sup>.

The running operation costs of the particular solar drying plant variants, the pay costs, insurance costs and other services for the workers have been added. In case of variants 2 and 3 of the sewage treatment plant, also the costs of material consumption, energy and foreign services needed for the proper functioning of the additionally installed technical installations have been added. The annual operation costs of variants 1, 2 and 3 have been estimated for 11, 32 and 135 PLN per one square meter of the drying plant area, respectively.

In conditions of the accepted assumptions referring to the efficiency of the installations, the annual revenue for the basic variant of the drying plant can amount to 80 thous. PLN, while for the variant equipped with the turning-over device – to 364 thous. PLN, while for the variant equipped with a turning-over device and the ventilation installation, the costs can reach 546 thous. PLN. The introduction of additional installations would potentially increase the economic productivity of variant 2 by about 4.5-times, and the variant 3 – by 6.8 times, in relation to the basic variant 1.

Taking into consideration the assumed parameters of the calculation, all three analysed variants of sludge drying plant can be regarded as profitable ones. From the economic point of view, the most justified is the realization of the object equipped with a device for the turning-over of the sludge. The return of the investment outlays, in case of the last variant may be expected after 3 years and 9 months from the date of the started plant operation, while the total value with a net profit value (NPV) can be expected after 18 years of the object operation and it can amount to about 2 millions PLN.



# Ocena efektów środowiskowych termomodernizacji na przykładzie budynku jednorodzinnego

*Agnieszka Żelazna*  
*Politechnika Lubelska*

## 1. Wstęp

Jednym z problemów, w obliczu których stoi dziś społeczność międzynarodowa, jest globalne ocieplenie i jego przewidywane, mniej lub bardziej prawdopodobne, skutki. Oczywistym jest, że istnieje pewna sprzeczność interesów pomiędzy ekologią i ekonomią, na którą dodatkowo nakładają się konflikty społeczne [3, 6]. Efektem tej sytuacji jest rabunkowa eksploatacja zasobów naturalnych naszej planety, która doprowadziła w XX w. do wynoszącego ok. 50% wzrostu stężenia ekwiwalentu ditlenku węgla ( $\text{CO}_{2\text{eq}}$ ) w atmosferze [7].

Powiązanie między nauką, techniką, gospodarką i polityką sprawia, że stanowią one podstawę rozwoju cywilizacyjnego. Szczególną rolę odgrywa w nim tzw. boom technologiczny, za którym, w przypadku krajów rozwiniętych, postępuje wzmożona konsumpcja [5, 8]. W celu ochrony ograniczonych zasobów naturalnych Ziemi, konieczna stała się reorganizacja sposobu ich eksploatacji [20].

Wprowadzenie idei rozwoju zrównoważonego w tzw. Raporcie Brundtland w 1987 r. [12, 19] stało się prekursorem zmian w sposobie wykorzystywania zasobów naturalnych naszej planety. Koncepcja rozwoju zrównoważonego powstała jako przeciwieństwo rozwoju tradycyjnego, opartego na ekonomii, i obejmować miała kwestie środowiskowe, ekonomiczne i społeczne. Obecnie mówi się także o płaszczyznach moralnej, technicznej, prawnej i politycznej [10, 11, 13]. Trwały rozwój jest dziś nieodzownym elementem oficjalnych dokumentów na szczeblu państwowym i międzynarodowym.

Podczas Szczytu Ziemi w Rio de Janeiro w czerwcu 1992 r. przyjęto Ramową konwencję Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu, podejmująca kwestię zagrożeń powodowanych przez globalne ocieplenie [7]. Jej uszczegółowieniem był Protokół z Kioto z 1997 r. Państwa uczestniczące w jego podpisaniu zobowiązały się do redukcji emisji CO<sub>2</sub> o wynegocjowane wielkości, wynoszące minimum 5% w stosunku do stanu wyjściowego [2, 22]. Również zatwierdzony w końcu 2008 roku przez Parlament Europejski pakiet klimatyczny 3x20 zakłada zmniejszenie produkcji CO<sub>2</sub>, zwiększenie efektywności energetycznej oraz wzrost wykorzystania odnawialnych źródeł energii [1].

Polska była uczestnikiem każdego z wyżej wymienionych porozumień. Nakłada to na nasz kraj obowiązek dążenia do poprawy efektywności energetycznej we wszystkich sektorach gospodarki. Szacuje się, że sektor budowlany w Europie jest odbiorcą około 40% energii całkowitej i odpowiada za 36% emisji CO<sub>2</sub> [9]. Posiada on wysoki potencjał redukcji zużycia energii, szczególnie jeżeli weźmiemy pod uwagę fakt, że zużycie to wynika w większości z bieżących potrzeb związanych z obsługą budynków (ogrzewanie). Wprowadzono zatem narzędzia prawne i ekonomiczne służące zachęceniu i zobligowaniu konsumentów do zmniejszania zapotrzebowania energii na cele grzewcze.

## 2. Termomodernizacja w Polsce

Budynki niespełniające określonych standardów energetycznych w Polsce powinny zostać poddane działaniom modernizacyjnym, których zadaniem będzie ograniczenie strat energii przeznaczonej na cele grzewcze. Straty energii poprzez niedostatecznie, w kontekście dzisiejszych wymagań, zaizolowane ściany szacuje się na 35–40% ogółu strat. Średni wskaźnik zużycia energii grzewczej wynosi w Polsce od około 90 w obiektach nowo powstałych do 350 kWh/m<sup>2</sup>a. Dla porównania, w Niemczech wskaźnik ten szacuje się na 40–80 kWh/m<sup>2</sup>a, a w Szwecji na 30–60 kWh/m<sup>2</sup>a. Istnieją więc znaczące możliwości ograniczenia strat energii w mieszkalnictwie [21, 24].

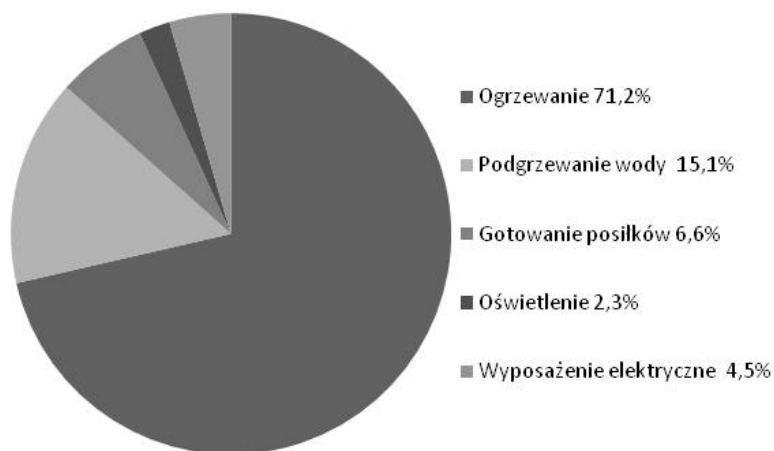
Liczbę budynków jednorodzinnych w Polsce szacuje się na 7,3 mln [18]. Obecnie obserwuje się tendencję prowadzącą do budowy mieszkań o coraz większej sprawności systemów grzewczych i oszczędności energetycznej, ciągle jednak eksploatowanych jest około 6,46 mln

mieszkań z okresu wcześniejszego, o standardzie energetycznym przekraczającym 240 kWh/m<sup>2</sup>a. Obiekty tego rodzaju powinny zostać poddane działaniom termomodernizacyjnym [21].

Modernizacja cieplna budynku obejmuje zazwyczaj ocieplenie przegród zewnętrznych, stykających się z gruntem, oddzielających pomieszczenia ogrzewane od nieogrzewanych, podłóg i stropodachów, oraz wymianę okien. Często usprawnienia wymaga także system grzewczy w budynku – źródło ciepła i instalacja c.o., przy czym niekiedy konieczna i opłacalna jest jego całkowita wymiana. Dotyczy to także systemu wytwarzania ciepłej wody. Na poprawę komfortu cieplnego korzystnie wpływa również unowocześnienie systemu wentylacji czy klimatyzacji. Natomiast z punktu widzenia ochrony zasobów naturalnych, wskazana jest zamiana tradycyjnego paliwa, zazwyczaj węgla, na paliwo o mniejszym stopniu oddziaływania na środowisko lub na odnawialne źródło energii [12]. Wybór rodzaju paliwa podlega jednak wpływom również takich czynników, jak: jego cena, dostępność na rynku i konieczność ewentualnego transportu [16].

Z praktycznego punktu widzenia, wymiana okien bardzo rzadko brana jest pod uwagę. Koszt wymiany stolarki okiennej w odniesieniu do korzyści osiągniętych z ich wymiany jest wysoki, należy również pamiętać o konieczności zapewnienia infiltracji powietrza dla potrzeb wentylacji naturalnej. Odnośnie modernizacji źródeł ciepła, za takie działanie, obok zastosowania kotłów o wysokiej sprawności, uznawane jest również przyłączenie budynku do sieci miejskiej. Nie bez znaczenia dla kwestii wykorzystania energii przez poszczególnych użytkowników pozostają także działania motywacyjne w postaci opomiarowania zużycia ciepła.

Efekty wprowadzonych standardów są widoczne już w chwili obecnej. Jak wynika z danych GUS, w sektorze gospodarstw domowych skutek wprowadzania systemu dociepleń oraz poprawy i wzrostu efektywności systemów grzewczych w latach 1998–2008 nastąpiła redukcja zużycia energii o 6%. Najwięcej energii zużywanej przez gospodarstwa domowe przeznaczane jest na ogrzewanie mieszkań, co stanowi równocześnie znaczne obciążenie domowych budżetów [18]. Według danych statystycznych gospodarstwa domowe wykorzystują na cele grzewcze paliwa stałe (51,1%), ciepło sieciowe (40%), energię elektryczną (6,9%) oraz paliwa ciekłe (2%) [15]. Rozkład zużycia energii na poszczególne cele w gospodarstwach domowych przedstawiono na rysunku 1.



**Rys. 1.** Procentowe zużycie energii w gospodarstwach domowych za rok 2002 według danych GUS [15]

**Fig. 1.** Energy use rates in households in 2002 [15]

Aktualnie obowiązujące w Polsce prawne i ekonomiczne instrumenty poprawy efektywności energetycznej w sektorze mieszkalnictwa to: Fundusz Termomodernizacyjny, standardy efektywności energetycznej urządzeń AGD, standardy ochrony cieplnej budynków, wdrożenie systemu świadectw energetycznych budynków oraz promowanie racjonalnego wykorzystania energii w budynkach mieszkalnych, w tym usługi doradcze i informacyjne.

Fundusz Termomodernizacyjny i audyt energetyczny wraz z dostępnym dzięki niemu korzystnym kredytem oraz premią stanowi w chwili obecnej narzędzie, dzięki któremu wdrażany jest program modernizacji cieplnej budynków. Wymagania odnośnie izolacyjności przegród zewnętrznych budynku określone są w załączniku nr 2 do Rozporządzenia Ministra Infrastruktury w sprawie warunków technicznych, jakim powinny podlegać budynki i ich usytuowanie z dnia 12 kwietnia 2002 r. (Dz. U. Nr 75, poz. 690). Wprowadzono zatem maksymalne wielkości współczynników przenikania przegród, dla budynków mieszkalnych na poziomie  $0,3 \text{ W/m}^2\text{K}$  dla ścian zewnętrznych i  $0,25 \text{ W/m}^2\text{K}$  dla dachów.

Ważne są także systemy certyfikacji energetycznej budynków. W swoim założeniu mają one na celu wspieranie działań proekologicznych poprzez ekonomiczne motywowanie do oszczędności energii, z którą wiąże się ograniczenie emisji zanieczyszczeń oraz wymierne korzyści finansowe, decydujące o powodzeniu wprowadzania takich systemów w życie. Przy dzisiejszym stanie rozwoju technologicznego, dostępnych materiałach i rozwiązaniach konstrukcyjnych, możliwe jest znaczne ograniczenie wpływu energetyki grzewczej na stan środowiska, z jednoczesnym obniżeniem kosztów utrzymania ogrzewanych obiektów.

## **2. Ocena cyklu życia produktów (LCA)**

Ocena cyklu życia (Life Cycle Assessment) jest analizą środowiskową, traktującą produkt jako system wzajemnych powiązań i cyrkulacji masy i energii w cyklu życia – od kołyski do grobu (from cradle to grave). Uwzględnia ona pełny cykl życia produktu, materiały i energię włożoną w proces jego powstawania, wpływ użytkowania oraz utylizacji na stan środowiska [24].

Według normy ISO 14041, LCA jest techniką oceny aspektów środowiskowych i potencjalnych wpływów związanych z produktem poprzez opracowanie zbioru istotnych danych wejściowych i wyjściowych dla systemu danego produktu, ocenę potencjalnych wpływów na środowisko związanych z tymi danymi, interpretację wyników analizy zbioru danych i fazy oceny wpływu cyklu życia w odniesieniu do celu badań [23].

Technika LCA może być stosowana jako element umożliwiający planowanie długoterminowe i związane z nim podejmowanie decyzji w różnych dziedzinach gospodarki. Co więcej, z uwagi na fakt, że technika ta służy do oceny pełnego cyklu życia produktu, LCA może być przydatna w opiniowaniu możliwości minimalizacji negatywnego wpływu wyrobów na środowisko. Metodyka LCA niejednokrotnie wykorzystywana była do analiz przeprowadzanych dla sektora budowlanego.

W niniejszej pracy wykorzystano dane o cyklu życia materiałów izolacyjnych (styropian i wełna mineralna) dostępne w bazie Ecoinvent do oszacowania skutków środowiskowych przedsięwzięcia modernizacyjnego dla budynku jednorodzinnego z uwzględnieniem lokalnych warunków klimatycznych.

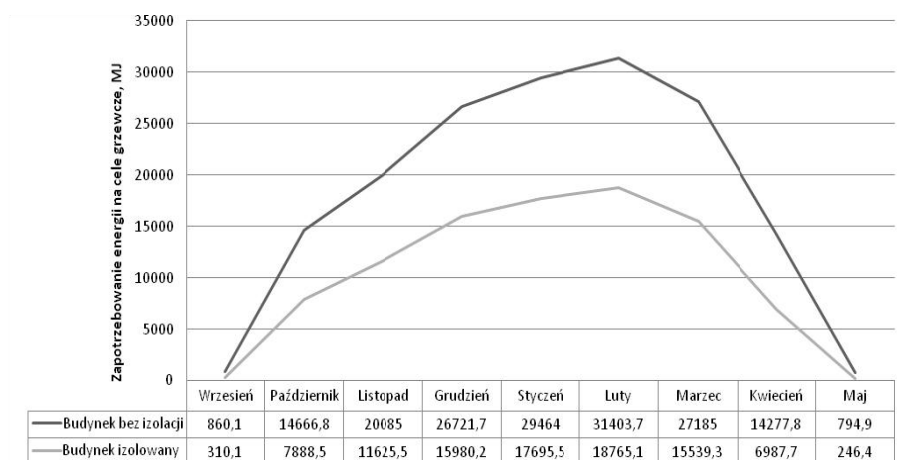
### 3. Analiza kosztów środowiskowych modernizacji energetycznej budynku jednorodzinnego

Do przeprowadzenia analizy wykorzystano modelowy budynek o powierzchni w rzucie  $172 \text{ m}^2$ , dwukondygnacyjny, zlokalizowany w Lublinie (III strefa klimatyczna), o średniej szczelności, niepodpiwniczony. Budynek zamieszkały jest przez 4 osoby. Obliczenia sezonowego zapotrzebowania energii wykonano w oparciu o normę EN 832 „Właściwości cieplne budynków. Obliczanie zapotrzebowania na energię do ogrzewania. Budynki mieszkalne”. Zapotrzebowanie na energię końcową obliczono według aktualnych wytycznych [17].

Do analizy przyjęto, że ściany zewnętrzne budynku, wykonane jako mur z betonu komórkowego, nie są izolowane cieplnie ( $U = 0,97 \text{ W/m}^2\text{K}$ ). Zmiana współczynnika przenikania ciepła na skutek dodania 15 cm styropianu/wełny mineralnej (przyjęto jednakowe własności cieplne materiałów) wyniosła  $0,71 \text{ W/m}^2\text{K}$  (współczynnik przenikania ciepła dla ściany po ociepleniu wynosi  $0,26 \text{ W/m}^2\text{K}$ ). Drzwi zewnętrzne budynku wykonane są jako drzwi stalowe ocieplone ( $U = 2,5 \text{ W/m}^2\text{K}$ ), okna tworzywowe o współczynniku przenikania ciepła  $U = 1,1 \text{ W/m}^2\text{K}$  w liczbie 12 sztuk. Dach budynku kryty jest bachdachówką, z uwagi na użytkowane poddasze ocieplony warstwą 18 cm wełny mineralnej. Wykończenie skosów poddasza stanowią płyty gipsowo-kartonowe.

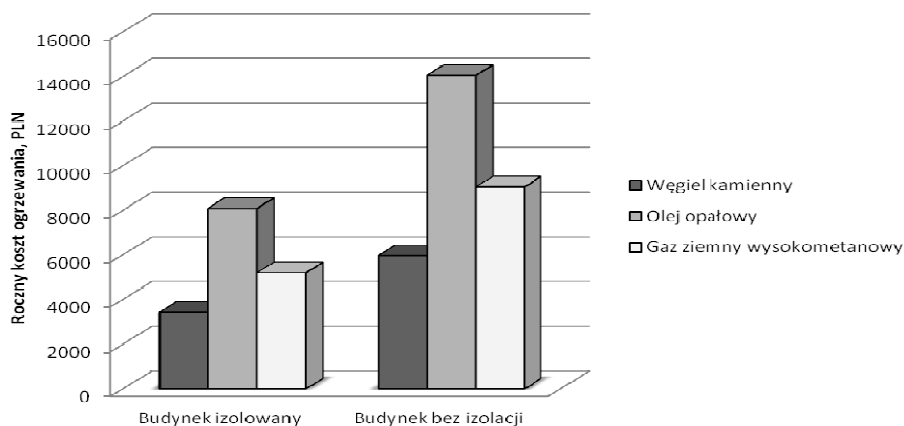
Zmiany zapotrzebowania na energię pierwotną (użytkową) w poszczególnych miesiącach sezonu grzewczego przedstawiono na wykresie 2. Jak można zauważyć, różnica w zapotrzebowaniu na energię pierwotną w odniesieniu do stanu sprzed modernizacji jest znacząca, dla miesiąca o największym zapotrzebowaniu na energię grzewczą (luty) wynosi ponad 12GJ.

Zapotrzebowanie energii końcowej, obliczone dla budynku przed i po modernizacji, posłużyło do obliczenia rocznych kosztów ogrzewania budynku z wykorzystaniem różnych rodzajów paliwa. Z uwagi na dużą powierzchnię użytkową, roczny koszt ogrzewania budynku jest znaczący i wynosi 3,5 tys. zł dla budynku ocieplonego ogrzewanego węglem do 14 tys. zł dla budynku nieocieplonego ogrzewanego olejem opałowym. Ceny paliw przyjęto według danych literaturowych za rok 2010 [18]. Roczne koszty ogrzewania dla budynku zostały przedstawione na rysunku 3.



**Rys. 2.** Zapotrzebowanie na energię pierwotną do ogrzewania budynku przed i po dociepleniu (opracowanie własne)

**Fig. 2.** Demand for primary energy for heating before and after thermoisolation of the building (author's own work)

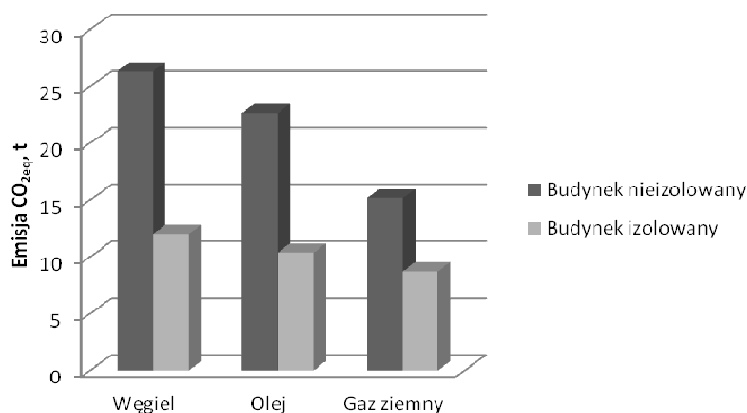


**Rys. 3.** Koszty ogrzewania budynku w zależności od źródła energii, PLN (opracowanie własne)

**Fig. 3.** The dependence of building's heating costs on the energy source, PLN (author's own work)



Do oszacowania ilości ekwiwalentu ditlenku węgla emitowanego podczas jednego sezonu grzewczego wykorzystano bazę danych Eco-invent wraz z oprogramowaniem do analiz cyklu życia SimaPro. Wyniki zestawienia poddano analizie metodą Global Warming Potential w perspektywie 100 lat. Rezultatem są ilości  $\text{CO}_{2\text{eq}}$  emitowane do atmosfery w zależności od stanu budynku (przed lub po modernizacji cieplnej) oraz paliwa. Zależność tę przedstawia rysunek 4.

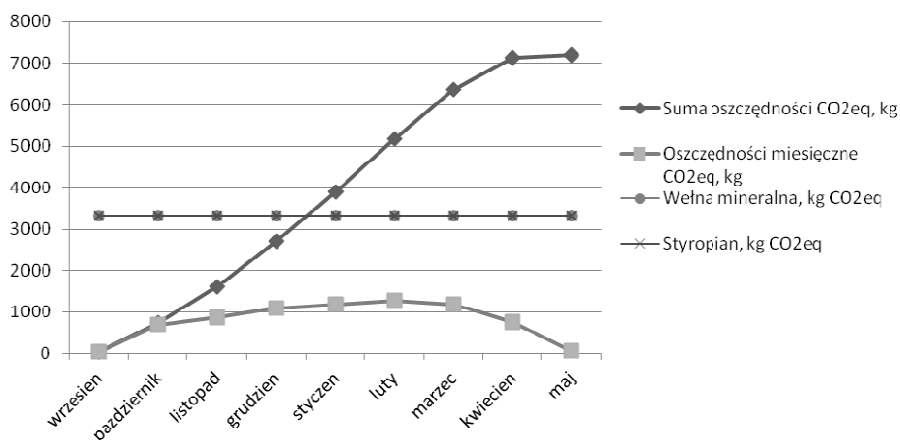


**Rys. 4.** Emisja  $\text{CO}_{2\text{eq}}$  w zależności od źródła energii, t  $\text{CO}_{2\text{eq}}$  (opracowanie własne)

**Fig. 4.** Dependence of  $\text{CO}_{2\text{eq}}$  emission on the energy source, t  $\text{CO}_{2\text{eq}}$  (author's own work)

W przeciwieństwie do kosztów finansowych, środowiskowe koszty związane z wykorzystaniem węgla kamiennego jako paliwa są najwyższe. Emisja  $\text{CO}_{2\text{eq}}$  ze spalania węgla kamiennego w celu ogrzania budynku wyniosła ponad 25 t rocznie dla budynku sprzed modernizacji i spadła do ok. 13 t po ociepleniu. Najbardziej ekologicznym paliwem w zestawieniu jest gaz ziemny, emitujący dla tego samego budynku odpowiednio 14,5 i 8 t  $\text{CO}_{2\text{eq}}$ .

Z przeprowadzonej analizy wynika, że efekt środowiskowy termomodernizacji jest widoczny już w pierwszym roku użytkowania budynku. Na rysunku 5 przedstawiono wykres zmian miesięcznych oszczędności w emisji  $\text{CO}_{2\text{eq}}$  oraz ich sumarycznej wielkości dla jednego (pierwszego) sezonu grzewczego.



**Rys. 5.** Oszczędności w emisji CO<sub>2</sub>eq w porównaniu z jej nakładem na termomodernizację, kg (opracowanie własne)

**Fig. 5.** CO<sub>2</sub>eq emission savings in comparison to outlay on modernization, kg (author's own work)

Ilość ekwiwalentu ditlenku węgla wyemitowana do atmosfery w procesie produkcji i przygotowania materiałów termoizolacyjnych (wełna mineralna i styropian) jest porównywalna (3,3 t), i w przypadku oleju opałowego pokrywa się ona z pięciomiesięcznymi oszczędnościami w emisji. Zatem możemy stwierdzić, że już w styczniu pierwszego roku użytkowania ocieplonego budynku termomodernizacja zaczyna przynosić wymierny efekt środowiskowy.

#### 4. Podsumowanie

Jako członek Unii Europejskiej, Polska jest na drodze dostosowywania własnego przemysłu do wymagań wspólnoty. Jedną z istotnych kwestii jest dostosowanie ilości i struktury energii zużywanej na cele grzewcze. Wymienione w artykule środki zachęty nakładane na konsumentów mają na celu poprawę standardów energetycznych w Polsce, a co za tym idzie, ochronę środowiska naturalnego. Należy zauważyć, że potencjał termomodernizacji jako środka służącego ochronie zasobów naturalnych w Polsce jest znaczący. Wynika to zarówno z dużych możliwości redukcji zapotrzebowania na energię grzewczą, jak i z potencjału wprowadzenia zmian w niekorzystnym rozbiórce źródeł energii.

Prezentowany w części analitycznej przykład modernizacji budynku miał na celu porównanie emisji z modernizacji (produkcja i transport materiałów) oraz fazy użytkowej modernizowanego budynku. Z przeprowadzonej analizy wynika, że termomodernizacja jest procesem o pozytywnym bilansie środowiskowym. Porównanie ilości emisji ekwiwalentu ditlenku węgla związanej z fazą produkcji materiałów termoizolacyjnych (styropian i wełna mineralna) z emisją fazy użytkowej budynku wskazuje na krótki, jednosezonowy czas zwrotu emisji gazów cieplarnianych z produkcji. Należy jednak dodać, że czas zwrotu inwestycji termomodernizacyjnej jest kilkukrotnie dłuższy.

Wykazany w pracy korzystny, ujemny w stosunku do stanu pierwotnego bilans gazów cieplarnianych emitowanych w związku z termomodernizacją i późniejszym użytkowaniem budynku potwierdza pozytywny wpływ procesu na środowisko naturalne. Działanie to stanowi wyraźny krok w kierunku przeciwdziałania efektom globalnego ocieplenia. Dodatkowo związana z termomodernizacją poprawa warunków bytowych ludzi, zmniejszenie kosztów użytkowania budynku oraz zużycia paliw i emisji do atmosfery, stanowią odzwierciedlenie trzech filarów rozwoju zrównoważonego: społecznego, ekonomicznego i ekologicznego. Wdrożenie usprawnień termomodernizacyjnych może więc być traktowane jako jedno z działań na rzecz wprowadzenia w życie idei rozwoju zrównoważonego.

## Literatura

1. *Globe Europe*: <http://www.globe-europe.org/>, 2010.
2. **Golomb D.**: *Emission reduction of greenhouse gases: emission quotas or mandated control technologies*. Problemy Ekorozwoju/Problems of Sustainable Development, Vol. 3, Nr 1, 23–25 (2007).
3. **Hull Z.**: *Does the idea of sustainable development show a new vision of the development of civilization?* Problemy Ekorozwoju/Problems of Sustainable Development, Vol. 2, Nr 1, 49–57 (2007).
4. **Jedut A., Cel W., Cholewa T.**: *Metodyka LCA w określaniu aspektów środowiskowych wykorzystywania biomasy*. Red. Garbacz J.K., Diagnostowanie stanu środowiska. Metody badawcze – prognozy. Kompleksowe badania i ochrona środowiska naturalnego. BTN, str. 169-176, Bydgoszcz 2010.
5. **Laszlo C.**: *The Sustainable Company. How to Create Lasting Value Through Social and Environmental Performance*. Island Press, Waszyngton, Covelo, Londyn 2005.
6. **Leroy P., Nelissen N.**: *Social and Political Sciences of the Environment*. International Books, Utreht 1999.

7. **Lindzen R.:** *Global warming: the origin and nature of the alleged scientific consensus.* Problemy Ekorozwoju/Problems of Sustainable Development, Vol. 5, Nr 2, 13–28 (2010).
8. **Kiepas A.:** *Ethics as the Eco-development Factor in Science and Technology.* Problemy Ekorozwoju/Problems of Sustainable Development, Vol. 1, Nr 2, 77–86 (2006).
9. **Nassen J., Holmberg J., Wadeskog A., Nyman M.:** *Direct and indirect energy use and carbon emissions in the production phase of buildings: An input-output analysis.* Energy, Vol. 32, 1593–1602 (2007).
10. **Pawłowski A.:** The multidimensional nature of sustainable development. Problemy Ekorozwoju/Problems of Sustainable Development, Vol. 1, Nr 1, 23–32 (2006).
11. **Pawłowski A.:** *How Many Dimensions Does Sustainable Development Have?* Sustainable Development, vol. 16, Nr 2, 81–90 (2008).
12. **Pawłowski A.:** *Rozwój zrównoważony – idea, filozofia, praktyka.* Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, Vol. 51, Komitet Inżynierii Środowiska, Lublin 2008.
13. **Pawłowski A.:** *Rewolucja rozwoju zrównoważonego.* Problemy Ekorozwoju/Problems of Sustainable Development, Vol. 4, Nr 1, 65–76 (2009).
14. **Pawłowski A., Pawłowski L.:** *Zrównoważony rozwój we współczesnej cywilizacji. Część I. Środowisko a zrównoważony rozwój,* w: Problemy ekorozwoju/Problems of Sustainable Development, Nr 1, Tom 3, 53–65 (2008).
15. **Peryt Sz., Jurgaś A., Roman W., Dziedzina K.:** *Efektywność wykorzystania energii w latach 1998–2008.* Zakład Wydawnictw Statystycznych, Warszawa 2010.
16. **Robakiewicz M.:** *Termomodernizacja budynków i systemów grzewczych.* Biblioteka Fundacji Poszanowania Energii, Warszawa 2002.
17. **Robakiewicz M.:** *Ocena jakości energetycznej budynków. Wymagania – Dane – Obliczenia.* Biblioteka Fundacji Poszanowania Energii, Warszawa 2004.
18. **Stolarski M., Krzyżaniak M., Graban Ł.:** *Evaluation of energy-related and economic aspects of heating a family house with dendromass in the north-east of Poland.* Energy and Buildings, Vol. 43, 433–439 (2010).
19. **WCED:** *Our Common Future, The Report of the World Commission on Environment and Development.* Oxford University Press, Nowy Jork 1987.
20. **Weizsacker E.U. von, Lovins A.B., Lovins L.H.:** *Mnożnik cztery, podwojony dobrobyt – dwukrotnie mniejsze zużycie zasobów naturalnych, Raport dla Klubu Rzymskiego.* Polskie Towarzystwo Współpracy z Klubem Rzymskim, Toruń 1999.

21. **Wnuk R.:** *Budowa domu pasywnego w praktyce*. Wydawnictwo Przewodnik Budowlany, Warszawa 2006.
22. **York R.:** *Kyoto protocol participation: A demographic explanation*. Population Research and Policy Review, Nr 24, 513–526 (2005).
23. **Zbiciński I., Staveniuter J., Kozłowska B., Van de Covering H.P.M.:** *Product Design and Life Cycle Assessment*, Book 3 in a series on Environmental Management, The Baltic University Press, Uppsala 2006.
24. **Żelazna A., Pawłowski A.:** *The environmental analysis of insulation materials in the context of sustainable building*. Technology and Economic Development of Economy – w druku, 2011.

## **Assessment of Environmental Effects of Thermomodernization on the Example of a Detached House**

### **Abstract**

Global warming is one of the major problems to be solved by international society. The inappropriate way of natural resources exploitation resulted in 50% increase of carbon dioxide equivalent concentration in the atmosphere. The introduction of sustainable development idea in the Brundtland report was the beginning of change in natural resources use perception. Also new agreements were introduced. Poland is one of the countries, which signed the Kyoto Protocol, and as the member of European Union, we are obliged to reduce amounts of CO<sub>2</sub> emission to the atmosphere.

Building construction industry is one of branches with great potential of reduction of CO<sub>2</sub> emissions. Most of the environmental costs related to buildings is connected with its operational phase. It is assumed that there is about 7,3 mln of detached houses in Poland, and only 0,5 mln of them are new ones with good insulation parameters. Buildings which do not correspond with the requirements, have to be thermomodernized.

This paper presents the results of economic and environmental analysis of detached house before and after thermal insulation of external walls. The elements of LCA methodology were used to establish the amounts of CO<sub>2</sub> emitted during the production of insulation materials and during production of heat. These amounts were analyzed to establish the payback time for environmental costs of thermomodernization. This time was set up as shorter than one heating season.



# **Wpływ dodatku pyłu z węgla brunatnego na podstawowe właściwości fizyczne i wodne poziomu uprawnego gleby powstającej z gruntów pogórnich KWB Konin**

*Krzysztof Otremba, Zbigniew Kaczmarek, Piotr Gajewski  
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

## **1. Wstęp**

Grunty pogórnice KWB Konin powstałe w wyniku deponowania nadkładu na zwałowiskach zewnętrznych i wewnętrznych są rekultywowane są zgodnie z zasadami koncepcji gatunków docelowych Bendera. Technologia rekultywacji rolniczej realizowana według tej koncepcji opiera się na naprawie chemizmu i naprawie właściwości fizycznych wspomagających rozwój szaty roślinnej i stymulujących procesy biogeochemiczne [1]. Jedną z głównych ról w tej koncepcji odgrywa czynnik antropogeniczny zespalaający oddziaływanie czynników biotycznych i abiotycznych w spójny układ wspomagających się wzajemnie czynności i oddziaływań rekultywacyjnych, zmierzających do przekształcenia w ciągu około 10-ciu lat tego specyficznego materiału macierzystego w glebę [6, 7]. Jednym z przedsięwzięć rekultywacyjnych zastosowanych w badaniach był dodatek pyłu węgla brunatnego, odpadu powstającego przy produkcji brykietów [2]. Zastosowanie pyłu węgla brunatnego w rekultywacji, a także jako głównego składnika nawozów organiczno-mineralnych, wynika ze składu jego materii organicznej oraz specyficznych właściwości fizycznych, fizykochemicznych i chemicznych [4, 12, 16]. W pracy podjęto próbę określenia wpływu dodatku pyłu z węgla brunatnego na podstawowe właściwości fizyczne i wodne poziomu uprawnego gleby antropogenicznej po 18 latach od jego aplikacji. Jest to gleba, którą można zaliczyć do gleb antropogenicznych, industrioziemnych.

## 2. Materiał i metody

Obiekt badań zlokalizowany był na polu doświadczalnym Katedry Gleboznawstwa i Rekultywacji założonym na zwałowisku wewnętrznym Pątnów w 1978 roku. Doświadczenie jest dwuwariantowe. Jako kontrolę przyjęto powierzchnię z jednym poziomem nawożenia mineralnego wynoszącym  $200 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ ,  $40 \text{ kg P}_2\text{O}_5\cdot\text{ha}^{-1}$ ,  $80 \text{ kg K}_2\text{O}\cdot\text{ha}^{-1}$  – Wariant A. W wariacie B – w roku 1992, zaaplikowano nawożenie pyłem węgla brunatnego w ilości  $1000 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ . W tym wariacie stosowane są cztery kombinacje nawozowe: 1 – 0 NPK (bez nawożenia); 2, 3 i 4: 100, 200 i  $300 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$  przy stałym poziomie nawożenia fosforem i potasem wynoszącym  $40 \text{ kg P}_2\text{O}_5\cdot\text{ha}^{-1}$ ,  $80 \text{ kg K}_2\text{O}\cdot\text{ha}^{-1}$ . W obu wariantach doświadczenia uprawiane były zboża ozime i stosowane te same nawozy mineralne (saletra amonowa, superfosfat potrójny, sól potasowa 60%). Słoma i inne resztki roślinne były corocznie przyorywane. Plony zbóż w pierwszych latach badań, w wariacie bez dodatku pyłu węgla brunatnego wynosiły około  $2,6 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ , a w wariacie z pyłem węglowym, w zależności od dawki azotu od  $1,3$  do  $2,8 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$  [2] i w dalszym ciągu utrzymują się na tym samym poziomie.

W 2010 r. z poszczególnych poletek, z warstwy ornej (0–30 cm) gleb, do badań laboratoryjnych pobrano próbki o strukturze naruszonej i nienaruszonej ( $V = 100 \text{ cm}^3$ ). Oznaczono w nich takie właściwości, jak: węgiel ogólny i azot ogólny – analizatorem Vario Max, skład granulometryczny metodą Bouyoucosa w modyfikacji Prószyńskiego [22], gęstość fazy stałej metodą piknometryczną [25], gęstość gleby – z wykorzystaniem naczynek Nitzscha o pojemności  $100 \text{ cm}^3$ , porowatość – obliczono na podstawie oznaczeń gęstości, wilgotność higroskopową – metodą suszarkowo-wagową [21], maksymalną pojemność higroskopową – w komorze próżniowej przy podciśnieniu  $0,8 \text{ atm}$  w obecności nasyconego roztworu  $\text{K}_2\text{SO}_4$  [21], filtrację – metodą stałego spadku ciśnienia [14], potencjał wiązania wody przez glebę – metodą komór ciśnieniowych Richardsa [13], potencjalną (PRU) i efektywną (ERU) retencję użyteczną – obliczono na podstawie oznaczeń pF, porowatość efektywną (drenażową) – określono jako różnicę pomiędzy porowatością całkowitą i wilgotnością połowej pojemności wodnej (oznaczonej przy potencjale pF = 2,0 oraz cząstkowej objętości porów o średnicy powyżej  $30 \mu\text{m}$ ), porowatość różnicową określono na podstawie krzywych desorpcji wody przez glebę. Zamieszczone wyniki są wartościami uśrednionymi z dziesięciu powtórzeń.

### 3. Wyniki i dyskusja

Skład granulometryczny badanych próbek glebowych był wyrównany i wykazywał według PTG [23] uziarnienie charakterystyczne dla glin piaszczystych (tab.1). Zawartości poszczególnych frakcji mieściły się w granicach: 6–10% iłu, 22–25% pyłu, 65–71% piasku. Zawartość węgla ogólnego w glebie w wariantcie A wyniosła 21,0 g·kg<sup>-1</sup>. W wariantcie z dodatkiem pyłu węgla brunatnego była od cztero do pięciokrotnie wyższa (80,1–118,2 g·kg<sup>-1</sup>) (tab. 2). Wartości te malały wraz ze wzrostem stosowanych w wieloleciu dawek azotu (tab. 2). Na wzrost zawartości węgla ogólnego w glebach uprawnych – po aplikacji nawozu na bazie węgla brunatnego – zwracają uwagę także inni autorzy [3, 17, 18].

**Tabela 1.** Skład granulometryczny badanych gleb  
**Table 1.** Texture of investigated soils

Wariant nawozowy Variant of the fertilizer	Głębokość Depth [cm]	Zawartość frakcji [%] o średnicy [mm] Fraction content [%] of diameter [mm]							Grupa granulometryczna wg: Texture acc. to: [PTG 2008]
		22,0–1,0	11,0–0,5	00,5–0,25	00,25–0,05	00,05–0,02	00,02–0,002	<0,002	
A	0–30	16	22	26	3	11	14	8	gp
B1	0–30	11	23	30	4	11	11	9	gp
B2	0–30	10	23	34	4	10	14	6	gp
B3	0–30	11	23	31	3	8	16	8	gp
B4	0–30	9	20	32	4	10	15	10	gp

Z danych zawartych w tabeli 2 wynika, że niezależnie od poziomu stosowanego nawożenia azotem (100–300 kg N·ha<sup>-1</sup>), w wariantcie B stwierdzono bardzo wyrównaną zawartość Nog. tj. od 1,7 do 1,9 g·kg<sup>-1</sup>. Podobną zawartością azotu ogólnego charakteryzowała się gleba A. Stosunek C:N był w niej zbliżony do optimum agrotechnicznego dla gleb uprawnych i wynosił 13,13 a w glebach z dodatkiem pyłu węgla brunatnego od 44,44 do 62,10.



**Tabela 2.** Podstawowe właściwości fizyczne i chemiczne  
**Table 2.** Basic physical and chemical properties

Wariant nawozowy <i>Variant of the fertilizer</i>	Węgiel ogólny <i>Total carbon</i> [g·kg <sup>-1</sup> ]	Azot ogólny <i>Total nitrogen</i> [g·kg <sup>-1</sup> ]	C:N (-)	Gęstość fazy stałej <i>Specific density</i> [Mg·m <sup>3</sup> ]	Gęstość gleby suchej <i>Bulk density</i> [Mg·m <sup>3</sup> ]	Porowatość całkowita <i>Total porosity</i> [m <sup>3</sup> ·m <sup>-3</sup> ]
A	21,0	1,6	13,13	2,63	1,53	0,4182
B1	118,2	1,9	62,10	2,55	1,21	0,5255
B2	98,6	1,7	57,65	2,56	1,13	0,5586
B3	95,5	1,8	52,78	2,56	1,28	0,5000
B4	80,1	1,8	44,44	2,58	1,41	0,4535
	Makropory <i>Macropores</i>	Mezopory <i>Mesopores</i>	Mikropory <i>Micropores</i>	Woda hiroskopowa <i>Higroscopic water</i> [% vv]	Maksymalna pojemność hiroskopowa <i>Maximum higroscopic water</i> [% vv]	
	[m <sup>3</sup> ·m <sup>-3</sup> ]					
A	0,1952	0,1792	0,0438	3,43	4,38	
B1	0,1125	0,3221	0,0909	6,49	9,09	
B2	0,2390	0,2362	0,0834	5,95	8,34	
B3	0,1777	0,2167	0,1056	7,25	10,56	
B4	0,1309	0,2289	0,0937	7,02	9,37	

Przy wyrównanym składzie granulometrycznym, gęstość fazy stałej była uzależniona od zawartości węgla ogólnego. Jej najwyższa wartość w glebie wariantu A (2,63 Mg·m<sup>-3</sup>) wydaje się więc być w pełni uzasadnioną. W glebach z dodatkiem pyłu węgla wymienioną gęstość uzyskano na znacznie niższym poziomie – od 2,55 do 2,58 Mg·m<sup>-3</sup>, a jej wartości rosły wraz ze spadkiem zawartości węgla (tab.2). Wysoka i dość wyrównana była zawartość wody hiroskopowej (H) – od 6,49 do 7,25%, przy znacznie niższym jej udziale (3,43%) w glebie wariantu A, o najniższej zawartości Cog. Podobnie przedstawiał się stan wilgotności przy maksymalnej pojemności hiroskopowej (MH). W glebach z dodatkiem pyłu węgla brunatnego mieściła się ona w granicach od 8,34 do 10,56%, a 4,38% w glebie bez tego dodatku (tab. 2).

Gęstość gleby była najwyższa w glebie wariantu A, a ściśle związana z nią porowatość całkowita wykazała wartość najniższą –  $0,4182 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ . Gęstość gleb z dodatkiem pyłu węgla brunatnego była znacznie niższa; nie wykazywała żadnych prawidłowości pod względem badanych dawek nawożenia mineralnego. Mieściła się w przedziale od 1,13 do 1,41  $\text{Mg} \cdot \text{m}^{-3}$ , przy porowatości wynoszącej – odpowiednio:  $0,5586$  i  $0,4535 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$  (tab. 2). O korzystnym wpływie nawożenia preparatami z węgla brunatnego na gęstość i porowatość gleby uprawnej oraz rekultywowanego gruntu pogórniczego donoszą Maciejewska i Kwiatkowska [19]. Poprawa wymienionych właściwości wystąpiła po zastosowaniu przez nich preparatów: Month i Rekulter, w dawce wynoszącej 3% w stosunku do masy gruntu.

Ilość makroporów w glebach obu wariantów doświadczenia była zróżnicowana. Najmniej mezoporów –  $0,1792 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$  – oznaczono w porowatości ogólnej gleby bez dodatku pyłu węgla. W glebach z tym dodatkiem, jednostkowa ich objętość była nawet dwukrotnie większa. Największą zmianę jakościową porowatości zauważono w obrębie mikroporów. Porównując ich udział w porowatości ogólnej stwierdzony w glebie wariantu A ( $0,0438 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ ) z kombinacjami nawozowymi wariantu B, zauważyć można około dwukrotny wzrost (od  $0,0834$  do  $0,1056 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ ). Wiązać to należy z udziałem węgla brunatnego jako komponentu ich fazy stałej. Zróżnicowania tej cechy w zależności od poziomu nawożenia azotem i zawartości węgla nie zauważa się. Rozkład jakościowy porów determinuje siły wiązania wody w danej glebie, a tym samym jej dostępność dla roślin. Większa ilość mezoporów, w których wiązana jest woda kapilarna, jest zjawiskiem korzystnym. Duża ilość mikroporów, wiążących wodę niedostępną dla większości roślin, powoduje negatywne zmiany, polegające na zmniejszeniu się udziału wody użytecznej, w stosunku do całkowitej zdolności retencyjnej gleby. Zawartość wody przy poszczególnych potencjałach wiązania jej przez glebę wariantu A kształtowała się na poziomie wartości charakterystycznych dla gleb uprawnych o zbliżonym uziarnieniu oraz podobnej zawartości węgla ogólnego (tab.3). Co prawda wykazywała ona najniższą pojemność wodną (PPW;  $pF_{2,0} = 22,42\%$ ), lecz przy dolnych granicach dostępności wody ( $pF_{3,7} = 16,14$ ;  $pF_{4,2} = 9,02\%$ ) stwierdzono w niej wilgotności korzystnie niskie, co skutkuje poszerzeniem się przedziałów ERU i PRU, w których woda jest dostępna dla roślin.

**Tabela 3.** Potencjał wiązania wody przez glebę oraz efektywna i potencjalna retencja użyteczna**Table 3.** Soil water potentials and the readily and total available water

Wariant nawozowy <i>Variant of fertilizer</i>	Pojemność wodna przy pF: <i>Water capacity at pF [% v/v]</i>						ERU <i>RAV</i> [% v/v]	PRU <i>TAW</i> [% v/v]
	0,0	2,0	2,5	3,7	4,2	4,5	2,0–3,7	2,0–4,2
A	40,22	22,42	22,30	16,14	9,02	4,38	6,28	13,40
B1	50,21	41,82	41,30	38,40	14,98	9,09	3,42	26,84
B2	53,27	32,47	31,96	31,42	12,33	8,34	1,05	20,14
B3	48,71	33,50	32,23	30,52	14,12	10,56	2,98	19,38
B4	44,34	34,20	32,26	25,53	17,08	9,37	8,67	17,12

W glebach z dodatkiem pyłu węgla brunatnego PPW była znacznie większa i wynosiła od około 32–34%. W tym wariacie (B), wysokim PPW (41,82%) wyróżnia się kombinacja bez nawożenia mineralnego. W pozostałych wilgotność osiągała wysokie wartości, ale w dolnych granicach dostępności wody. Przy granicy wody produkcyjnej (pF3,7) mieściły się one w przedziale od 12,33 do 17,08%, a przy wilgotności trwałego wędnięcia (pF4,2) – od 8,34 do 10,56%. Taki wzajemny układ opisanych wilgotności powodował, że wskaźniki potencjalnej (PRU) i efektywnej (ERU) retencji użytecznej wykazywały w glebach z dodatkiem pyłu węgla brunatnego wielkości dość nietypowe. ERU, z wyjątkiem gleby B4 (8,67%), była bardzo mała, mieszcząc się w przedziale od 1,05 do 3,42%, natomiast PRU zdecydowanie wysoka – od 17,12 do 26,84%. Gleby te (B) cechują się więc wysokimi zdolnościami retencyjnymi, lecz przeważająca część wody jest w nich związana dużymi siłami. Całkowita ilość wody dostępnej jest więc w nich duża, lecz w jej obrębie przeważają postaci trudno dostępne. Taki wzajemny układ pojemności wodnej powoduje ekstremalnie słabe zaopatrzenie roślin uprawnych w wodę wykorzystywaną do przyrostu biomasy, a jednocześnie całkiem dobrze zabezpiecza przed obumarciem plantacji podczas okresów suszy. Na wzrost kapilarnej pojemności wodnej w efekcie nawożenia gleb uprawnych preparatami z węgla brunatnego wskazuje Maciejewska i Kwiatkowska [19]. Zarówno potencjalna, jak i efektywna retencja użyteczna w glebie bez dodatku pyłu z węgla brunatnego (tab.3), utrzymywała się na poziomie typowym dla gleb uprawnych, o podobnym uziarnieniu i zawartości węgla ogólnego [9, 24].

Największą prędkość filtracji (tab. 4) wykazała warstwa orna gleby A ( $27,10 \mu\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ). Mniejsze wartości uzyskano w wariancie z dodatkiem pyłu węgla brunatnego – od  $12,20$  do  $20,34 \mu\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ . Wyniki te należy uznać za niskie, typowe dla glin piaszczystych [5, 8–11]. Oprócz wspomnianego obniżenia się wartości współczynnika filtracji, nie dostrzeżono tu żadnych innych prawidłowości, także w zakresie zależności współczynnika filtracji od wielkości porowatości całkowitej i drenażowej (tab. 2, 4).

**Tabela 4.** Współczynnik filtracji i porowatość drenażowa

**Table 4.** Saturated hydraulic conductivity and drainage porosity

Wariant nawozowy Variant of the fertilizer	Współczynnik filtracji Saturated hydraulic conductivity [ $\mu\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ]	Porowatość drenażowa Drainage porosity [ $\text{m}^3\cdot\text{m}^{-3}$ ]
A	27,10	0,1940
B1	15,76	0,1073
B2	10,58	0,2339
B3	12,20	0,1650
B4	20,34	0,1115

#### 4. Wnioski

1. Podstawowe właściwości fizyczne i wodne warstw ornych gleb antropogenicznych rekultywowanych rolniczo, zgodnie z założeniami koncepcji roślin docelowych Bendera, kształtowały się na poziomie charakterystycznym dla gleb uprawnych, o zbliżonym uziarnieniu i zawartości węgla ogólnego.
2. Efekt zastosowania dodatku pyłu z węgla brunatnego do warstwy powierzchniowej (0–30cm) gleby antropogenicznej zauważalny jest nawet po 18-stu latach od aplikacji. Wpłynął on na obniżenie się gęstości gleby oraz gęstości jej fazy stałej, wzrost porowatości całkowitej, powiększenie się udziału mezo- i mikroporów, podniesienie się wartości H i MH.
3. W glebach z dodatkiem pyłu węgla brunatnego zawartość wody produkcyjnej była skrajnie niska. Znacznie większa była ilość wody trudno dostępnej, związanej siłami od 3,7 do 4,2 pF. Ogranicza to spektrum roślin uprawnych zalecanych do uprawy na takich terenach, lecz jednocześnie umożliwia roślinom przetrwać okresowe niedobory wody.

## Literatura

1. **Bender J.:** *Rekultywacja terenów pogórnich w Polsce*. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 418, 75–86 (1995).
2. **Bender J., Gilewska M.:** *The influence of organic-mineral fertilizer on productivity of dump soils and low class bonitation*. Roczn. AR w Poznaniu, 310, Melior. Inż. Środ. 20, cz.II, 113–123 (1999).
3. **Dębska B., Maciejewska A. Kwiatkowska J.:** *The effect of fertilization with brown coal on Haplic Luvisol humic acids*. Rostlinná Výroba, 48, 1, 33–39 (2002)
4. **Fong S.S., Seng L., Chong W.N., Asing J., Md Nor M.F., Mohd Pauzan A.S.:** *Characterization of the coal derived humic acids from Mukah, Sarawak as soil conditioner*. J. Braz. Chem. Soc., 17, 582–587 (2006).
5. **Gajewski P., Kaczmarek Z., Grzelak M., Owczarzak W.:** *Zdolności filtracyjne gleb płowych wytworzonych z glin zwałowych równiny dennomorenowej*. Roczn. Gleb. 58,1/2, 45–52 (2007)
6. **Gilewska M.:** *Rekultywacja biologiczna gruntów pogórnich na przykładzie KWB Konin*. Roczn. AR w Poznaniu, Rozp. Naukowe, 211, 59, 1991.
7. **Gilewska M., Otremba K., Owczarzak W.:** *Wpływ dodatku wełny mineralnej na cechy struktury gleby rozwijającej się ze spoistych materiałów pogórnich*. Roczn. Gleb. 62, 2, 115–123 (2011).
8. **Kaczmarek Z.:** *Zdolności filtracyjne gleb płowych i czarnych ziem wytworzonych z glin morenowych w rejonach oddziaływania Koninśkiego Zagłębia węglowego*. Roczn. AR w Poznaniu, 355, Roln., 61, 63–76 (2001).
9. **Kaczmarek Z.:** *Wybrane właściwości fizyczne i wodne mineralnych gleb uprawnych w zasięgu prognozowanego leja depresji odkrywki węgla brunatnego „Tomisławice”*. Roczn. Gleboz. 62, 2, 154–163 (2011).
10. **Kaczmarek Z., Owczarzak W., Mocek A.:** *Właściwości fizyczne i wodne gleb płowych i czarnych ziem położonych w bezpośrednim sąsiedztwie odkrywki Kazimierz KWB KONIN*. Roczniki AR w Poznaniu 317, Roln. 56, 265–276 (2000)
11. **Kaczmarek Z., Szychalski M., Gajewski P.:** *Możliwości oraz dokładność pośredniego oszacowania współczynnika filtracji w wybranych glebach mineralnych Wielkopolski*. PIMR Poznań. Wybrane zagadnienia ekologiczne we współczesnym rolnictwie. Monografia, t. 4, 181–188 (2000).
12. **Kalembasa S., Tengler S.:** *Wykorzystanie węgla brunatnego w nawożeniu i ochronie środowiska*. Monografie Akad. Podl., Siedlce: 52, 1–175 (2004).
13. **Klute A.:** *Water retention: Laboratory Methods*. in: Klute A. (ED.). *Methods of soil analysis, Part 1: Physical and mineralogical methods*. 2ND edn. Agron. Monogr. 9 ASA and SSSA, Madison, WI. 1986.

14. **Klute A., Dirksen C.:** *Hydraulic conductivity and diffusivity: laboratory methods*. [In:] Klute A. (Ed.). *Methods of Soil Analysis*, Part 1: Physical and Mineralogical Methods. 2nd edn. Agron. Monogr. 9 ASA and SSSA, Madison, Wi. 1986.
15. **Kurbanli R., Gür K., Pehlivan E., Bayramov D., Kurbanli S., Zengin M., Ozcan S., Yilmaz Z.:** *A case study on the production of humic acid substances from the low grade lignites and their effects upon the improvement of some physical conditions of a coarse sandy loam soil*. Intern. Conf. on Sustainable Land Use and Management, Çanakkale, Turkey. 2002.
16. **Kwiatkowska J., Sokółowska Z., Maciejewska A.:** *Selected physical and chemical properties for evaluating brown coals used for soil reclamation*. Int. Agroph., 20, 121–128 (2006).
17. **Maciejewska A.:** *Wpływ „Kompletu R” na niektóre właściwości fizykochemiczne gleby bardzo lekkiej*. Acta Acad. Agricult. Tech. Olst., Agricultura, 56, 131–138 (1993).
18. **Maciejewska A.:** *Badanie właściwości i żyzności gleby piaszczystej po zastosowaniu niekonwencjonalnego nawozu otrzymanego z węgla brunatnego*. Acta Acad. Agricult. Tech. Olst., Agricultura, 56, D, 1–67 (1994).
19. **Maciejewska A., Kwiatkowska J.:** *Wpływ nawozu organiczno-mineralnego na właściwości powietrzno-wodne gleby*. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 455, 17–22 (1998).
20. **Maciejewska A., Kwiatkowska J.:** *Przydatność preparatów z węgla brunatnego do rekultywacji gruntów pogórnich*. Inż. Ochr. Środ., 5, 1, 55–66 (2002).
21. **Mocek A., Drzymała S.:** *Geneza analiza i klasyfikacja gleb Polski*. Wyd. Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, 416 ss, 2010.
22. *Polska Norma PN-R-04032: Gleby i utwory mineralne. Pobieranie próbek i oznaczenie składu granulometrycznego*. 1998.
23. *Klasyfikacja uziarnienia gleb i gruntów mineralnych, PTG 2008*, Polskie Towarzystwo Gleboznawcze, Roczn. Gleb., 60, 2, 5–16 (2009).
24. **Rząsa S., Owczarzak W., Mocek A.:** *Problemy odwodnieniowej degradacji gleb uprawnych w rejonach kopalnictwa odkrywkowego na Niżu Środkowopolskim*. Wyd. Akademii Rolniczej im. A. Cieszkowskiego w Poznaniu, 394 ss, 1999.
25. **Soil Conservation Service:** *Soil Survey laboratory methods manual*. Soil Survey. Invest. Report, 42, U.S. Dept. Agric., Washington, DC 1992.

## **Impact of Addition of Silt from Brown Coal on Basic Physical and Water Properties of the Topsoil Developed from Post-Mining Land of Konin Brown Coal Mine**

### **Abstract**

Post-mining land created as a result of the deposition of the strippings from Konin Brown Coal Mine (Konin BCM) is being rehabilitated in accordance with principles of the target species concept developed by Bender. The rehabilitation technology realised in accordance with this concept is based on the enhancement of soil chemism and improvement of physical properties supporting the development of vegetation cover and stimulating biogeochemical processes. The basic soil-forming factor in this concept is the anthropogenic factor integrating the action of biotic and abiotic factors into a consistent, mutually supporting system of rehabilitation actions and activities whose aim is to transform, within the period of 10 years, this specific maternal material into soil. One of the forms of integration of the anthropogenic factor into the composition of the solid phase of the developing soils was the addition of brown coal dust – a by-product created in the production of briquettes. The usefulness of brown coal for fertilisation purposes stems from the composition of its organic matter as well as specific physical, physico-chemical and chemical properties. The objective of the research project was to determine the effect of the addition of brown coal on major physical and water properties of anthropogenic topsoil 18 years after application. The research object was situated on the experimental plot of the Department of Soil Science and Restoration established in 1978 on post-mining land of Pątnów Mine internal dumping ground. The experiment comprised two variants. Variant A – control – comprised the area on which, from 1978, the applied treatments were consistent with Bender's concept of target species. In the case of variant B, on an experimental area subjected to restoration treatments for 14 years, fertilisation with brown coal dust in the amount of 1000 t·ha<sup>-1</sup> was applied in 1992. The following four fertiliser combinations were employed in this variant: 0 NPK (1); 100 kg N, 80 kg K<sub>2</sub>O, 40 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (2); 200 kg N, 80 kg K<sub>2</sub>O, 40 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (3); 300 kg N, 80 kg K<sub>2</sub>O, 40 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (4). In both experimental variants, winter cereals were cultivated. Straw and other plant residues were ploughed under every year.

In 2010, soil samples of intact and broken structure ( $V= 100 \text{ cm}^3$ ) were collected from the topsoil of individual plots for laboratory examinations. The following parameters were determined: total carbon and nitrogen, texture com-

position, solid phase density, soil density, total, drainage and differential porosity, hygroscopic moisture content, maximal hygroscopic capacity, filtration, soil water binding potentials, potential and effective useful retention. It was concluded, among others, that the selected major physical, chemical and water properties of the arable layer of the agriculturally rehabilitated soils in accordance with principles of the concept of target plants were at the typical level characteristic for cultivated soils of similar texture and total carbon content. The addition of brown coal to the top layer of soil developing from post-mining land caused: a decrease in the soil density as well as the density of its solid phase, increase of total porosity, increase in proportions of mezo- and micropores, enhancement in the value of hygroscopic moisture content as well as maximal hygroscopic capacity. In the examined soils, together with the increase of the applied nitrogen fertilizer doses, the content of total carbon as well as C:N ratio narrowed. This was probably due to a faster rate of organic matter mineralisation. Long-term nitrogen fertilisation comprising four combinations failed to affect diversification of the total nitrogen content. In the case of soils with the addition of brown coal, the availability of production water was extremely low. On the other hand, the content of water available for plants but bonded with strong forces was high.





## Zmiana właściwości filtracyjnych flotokonzentratu węglowego poddanego filtracji wirowej po sonifikacji flokulantu

*Michał Palica, Michał Drzazga, Andrzej Gierczycki,  
Agnieszka Gozdek, Jan Thullie  
Politechnika Śląska, Gliwice*

### 1. Wprowadzenie i cel pracy

Stosowana w jednej z kopalni Jastrzębskiej Spółki Węglowej filtracja próżniowa flotokonzentratu węglowego pozwala uzyskać końcową wilgotność osadu po strefie suszenia i oddmuchu  $w_{pl} \approx 27-28\%$ , przy czym do zawiesiny flotu dodawany jest flokulant Magnafloc 336 w ilości 70 g flok./1 Mg such. prod. Podstawowe informacje o różnych sposobach separacji faz w postaci filtracji można znaleźć w [1-3]. Jak wykazano w [4] w testowych badaniach filtracji ciśnieniowej tej samej zawiesiny, zwiększenie dawki flokulantu do 110 g flok./1 Mg such. prod. i poddanie dodatkowej ilości flokulantu działaniu pola ultradźwięków skutkuje poprawieniem właściwości filtracyjnych, a wśród nich zmniejszeniem końcowej wilgotności placków, wzrostem stałej kinetycznej charakterystyki filtracji K

$$\frac{V}{F} = K \frac{\tau}{V/F} + C \quad (1)$$

i zmniejszeniem oporu tkaniny (PT-912).

Dlatego w niniejszej pracy podjęto badania związane z ustaleniem wpływu pola ultradźwięków o częstotliwości 20 kHz przez czas 6 s na końcową wilgotność osadów dla różnych wartości simpleksu przyspieszeń (a/g) i dla różnych czasów wirowania. Takie działanie ultradźwięków przewidują niektóre doniesienia, np. [5-7]. Natomiast pierwsze próby ba-

dań tego typu na drodze filtracji ciśnieniowej dla zagęszczonej zawiesiny z odmulnika Dorra (zawiesiny węglowej) podjęto w [8, 9] i wykazano, że sonifikacja była tam uzasadniona powodując niewielkie obniżenie końcowej wilgotności osadów pofiltracyjnych. Potwierdzenie tych danych można znaleźć w źródłowej pracy [10], w której m.in. badano tzw. efekty spagiryiczne, czyli tworzenia i destrukcji agregatów powstających w wyniku flokulacji ziaren zawiesiny flotokonzentratu węgla kamiennego, przy czym flokulant poddawany był działaniu pola ultradźwięków. Przewidywany w prezentowanych badaniach zakres zmienności czasu wirowania wynosił  $\tau = 300\text{--}1800$  s, współczynnika uwielokrotnienia (simpleksu przyspieszeń dośrodkowego do ziemskiego)  $a/g = 251,3\text{--}1969,9$ .

## 2. Wyniki badań

Badania prowadzono zgodnie z metodyką opisaną w [11] stosując wirówkę laboratoryjną MPW-340 adaptowaną do warunków filtracji wirowej. Testom wirowania poddano flotokonzentrat surowy, flotokonzentrat, do którego służby ruchowe dodają 70 g flokulantu Magnafloc 336/1 Mg suchego produktu, flotokonzentrat ze zwiększoną do 110 g flok./1 Mg such. prod. dawką oraz flotokonzentrat, w którym dodatkowa dawka flokulantu, czyli 40 g/1 Mg such. prod. była poddawana sonifikacji przez 6 s w polu ultradźwięków o częstotliwości 20 kHz. Zawiesina flotokonzentratu została pobrana do pojemnika 60 dm<sup>3</sup> w sposób losowy.

Przyjęto następujące wartości  $\tau$  oraz (a/g):

$\tau = 30, 20, 15, 12, 10, 7$  i 5 minut,

$a/g = 1969,9; 1368,0; 1005,1; 698,0; 446,7; 251,3$ .

Stąd jedna seria pomiarowa (dla danej zawiesiny) obejmowała 42 punkty, z których każdy był uśredniony z 3 oznaczeń. W obliczeniach średniej wilgotności nie uwzględniano tych oznaczeń, które znacząco odbiegały od pozostałych. Wyjaśnienie możliwości wystąpienia tego typu odstępstw podano m.in. w [12], a odstępstwa te wynikają z przyjętej metodyki badań, głównie z niewystarczającego docisku uszczelki w pobocznicy naczynia, w którym znajduje się zawiesina, do tkaniny filtracyjnej i siatki usztywniającej. Na podstawie danych [13] opracowano dla poszczególnych zawiesin empiryczne korelacje trójparametrowe w postaci:

$$w_{pl} = e^{A\left(\frac{a}{g}\right)^B \cdot \tau^C} + D \quad (2)$$

na końcową zawartość wilgoci w placku pofiltracyjnym, gdzie A-D to stałe po estymacji danych. Zestawienie współczynników A-D dla poszczególnych zawiesin podano w tabeli 1.

**Tabela 1.** Wartości współczynników liczbowych korelacji

$w_{pl} = \exp[A(a/g)^B \cdot \tau^C] + D$  dla badanych zawiesin,  $\tau$  [s]

**Table 1.** Values of coefficients in the correlation dependence

$w_{pl} = \exp[A(a/g)^B \cdot \tau^C] + D$  for investigated suspensions,  $\tau$  [s]

Zawiesina	A	B	C	D	n	R <sup>2</sup>
zawiesina technologiczna 70 g flok./1 Mg such. prod.	-0,5938	0,09223	0,1177	0,1119	42	0,9444
zawiesina zawierająca 110 g flok./1 Mg such. prod.	-0,1029	0,2050	0,2605	0,1362	42	0,9535
zawiesina zawierająca 110 g flok./1 Mg such. prod. po sonifikacji	-0,1011	0,2125	0,2649	0,1399	42	0,9443

Oprócz badań będących celem pracy przeprowadzono również wybrane badania dodatkowe, a wyniki niektórych danych analiz ziarnowych zestawiono w tabeli 2.

**Tabela 2.** Zestawienie wybranych rezultatów analiz ziarnowych zawiesin  
**Table 2.** Selected results of grain analyses

Zawiesina	Ilość ziaren (% obj.) mniejszych od [ $\mu\text{m}$ ]								$d_{32}$ [ $\mu\text{m}$ ]
	0,5	1	3	5	7	10	20	50	
zawiesina technologiczna 70 g flok./1 Mg such. prod.	1,21	3,78	15,93	26,13	34,75	47,46	84,88	99,54	4,34
zawiesina zawierająca 110 g flok./1 Mg such. prod.	0,26	0,67	2,21	5,19	9,68	17,96	46,16	85,87	11,95
zawiesina zawierająca 110 g flok./1 Mg such. prod. po sonifikacji	0,20	0,63	3,46	7,44	11,77	18,87	47,42	94,01	11,16

### 3. Omówienie rezultatów badań

Wszystkie testy filtracji wirowej przeprowadzono przy użyciu tkaniny filtracyjnej PT-912, którą wytypowano we wcześniejszych badaniach wstępnych filtracji ciśnieniowej. Ponieważ opór hydrauliczny tkaniny jest niewspółmiernie mały w stosunku do oporu osadu, dobór tkaniny wiązał się z uzyskaniem klarownego filtratu i łatwością zdejmowania osadu z tkaniny, a ponadto tkanina PT-912 używana jest w skali przemysłowej na filtrach próżniowych do filtracji zawiesin flotokonzentratu. Nie ma przesłanek ku temu, by sądzić, że zwiększona dawka flokulantu zmieni w sposób istotny warunki hydrauliczne w tkaninie podczas filtracji zawiesiny o tej samej koncentracji ciała stałego. Dane dotyczące zmiany oporów tkaniny wraz ze wzrostem ciśnienia filtracji znajdują się w [4].

Aby zorientować się, czy dodatkowa dawka flokulantu i jej sonifikacja skutkuje obniżeniem wilgotności osadu dokonano porównania końcowej wilgotności placków dla skrajnych i średnich wartości ( $a/g$ ) i  $\tau$  stosowanych w badaniach, przy czym wilgotności te obliczano korelacją (2) dla stałych A-D z tabeli 1 (nie są to dane wynikające z doświadczeń bezpośrednio). Stwierdzono, że dla wysokich  $a/g$  i  $\tau$  można oczekiwać  $w_{pl} \approx 15,5-17,0\%$  przy  $\tau = 1800$  s oraz  $w_{pl} \approx 15,8-18,4\%$  przy  $\tau = 1200$  s. Dla najniższych  $a/g$  i  $\tau$  użytych w badaniach, wilgotności te wynoszą  $w_{pl} = 34-44\%$ , natomiast dla średnich  $a/g$  i  $\tau$  (stosowanych m.in. w filtracyjnych wirówkach przemysłowych) dla  $a/g \approx 1000$  i  $\tau = 300-420$  s  $w_{pl} = 21,8-24,9\%$ . Praktycznie we wszystkich przypadkach obserwowano, że dodatkowa dawka flokulantu powodowała zmniejszenie  $w_{pl}$  (dla niskich  $a/g$  i  $\tau$  zmniejszenie to było znaczne), co potwierdzają dane pracy [10]. Najistotniejszym stwierdzeniem wynikającym z tych badań jest fakt dużego obniżenia  $w_{pl}$  podczas filtracji wirowej badanych zawiesin flotokonzentratu w stosunku do filtracji próżniowej obejmującej strefę suszenia osadu. Aby jednak ten efekt był widoczny, konieczne jest użycie dość dużych wartości  $a/g$  i  $\tau$ . Stwierdzono również, że sonifikacja flokulantu powoduje niewielkie obniżenie  $w_{pl}$ . Wyjaśnienie fizykalne tego efektu wynika z faktu, że większa dawka flokulantu zmniejsza znacząco ilość najmniejszych ziaren. Natomiast sonifikacja zmniejsza wielkość flokuł. Można więc oczekiwać wówczas niewielkiej zmiany składu ziarnowego w kierunku zwiększenia udziału mniejszych aglomeratów, a w efekcie

wilgotności placków mogą być nieco niższe niż dla flokulantu, którego nie poddano działaniu pola sił odśrodkowych. Wszystkie te przesłanki wskazują, że ilość dodawanego flokulantu wpływa na wilgotność końcową placków podczas separacji i winna być ona dobierana indywidualnie dla każdej zawiesiny, podobnie jak rodzaj flokulantu. Ponadto pewien dodatni choć niewielki efekt daje sonifikacja flokulantu, zalecana m.in. dlatego, że nie wymaga wysokich kosztów. Można więc stwierdzić, że badania laboratoryjne filtracji wirowej zawiesiny flotokonzentratu wykazały celowość dodawania flokulantu poddanego sonifikacji, przy czym dobór dawki wymaga szczegółowych badań optymalizacyjnych. Warto tu również zauważyć, że podawanie flokulantu w postaci odpowiednich mieszanin i sekwencyjne, tzn. bez sonifikacji i sonifikowanych dla poszczególnych części, w porównaniu do klasycznego sposobu dodawanie flokulantu może wiązać się z dodatkowym efektem odwadniania, czyli z niższą wilgotnością osadu, przy czym część flokulantu poddawana jest sonifikacji [10]. Inną sugestią wynikającą z [10] jest dobór dawki flokulantu – w niniejszej pracy dawka ta wynosiła 110 g/1 Mg such. prod., zaś w badaniach Lemanowicza [10] zakres zmienności dawki wynosił 43–360 g/1 Mg, przy osiągnięciu najlepszych efektów dla dawki nieco wyższej od 110 g/ 1 Mg, ale dane te dotyczyły flokulantu Magnafloc 1011 podawanego sekwencyjnie. Jak wykazał autor [10] kluczowym zagadnieniem w procesie odwadniania i uzyskania osadu o niskiej wilgotności jest możliwie mała ilość agregatów o rozmiarach poniżej 10  $\mu\text{m}$ , a więc agregatów najmniejszych. Należy również zaznaczyć, że uzyskane rezultaty odnoszą się tylko do badanego flotokonzentratu, natomiast kierunki zmian mogą dotyczyć szerokiej grupy zawiesin o zbliżonych koncentracjach i składzie ziarnowym, a więc m.in. flotokonzentratów pochodzących z innych kopalń węgla kamiennego.

#### **4. Podsumowanie**

Separacja fazowa flotokonzentratów węgla kamiennego dotyczy zwykle dużych strumieni zawiesin, stąd nawet niewielkie obniżenie wilgotności osadów poflotacyjnych pozwala uzyskać znaczący efekt finansowy, wynikający m.in. ze zmniejszenia wężła suszenia, niższych opłat emisyjnych i wyższej ceny produktu. W nowoczesnych zakładach przerobczych generalnie zastępuje się filtrację próżniową dekantacją (lub

filtracją) wirową. Modyfikację składu ziarnowego ciała stałego w zawiesinach prowadzi się dodając do zawiesiny flokulanty (zwykle dobierane indywidualnie przez wyspecjalizowane firmy). Jak wykazano w pracy, dla badanego flotokoncentratu dawka flokulantu Magnafloc 336 okazała się niewystarczająca. Wynika stąd sugestia przeprowadzenia w tym kierunku badań optymalizujących dawkę. Ponadto stwierdzono, że sonifikacja dodatkowej, w stosunku do obecnie stosowanej, dawki powoduje niewielkie obniżenie końcowej wilgotności osadu uzyskiwanego podczas periodycznej filtracji wirowej. Sugeruje to również podjęcie badań związanych z ustaleniem odpowiedniego czasu działania pola ultradźwięków na flokulant, tym bardziej, że koszty takiej sonifikacji są bardzo małe. W najkorzystniejszych warunkach prowadzenia filtracji wirowej, tzn. przy  $a/g \approx 1970$  i  $\tau = 1800$  s uzyskano końcową wilgotność osadu  $w_{pl} \approx 16,5\%$ , podczas gdy w czasie filtracji próżniowej wraz ze strefą suszenia placka wilgotności te są znacząco wyższe ( $w_{pl} \approx 27\text{--}28\%$ ).

## Oznaczenia

A, B, C, D	-	stałe równania (2)
	-	<i>coefficients of equation (2)</i>
C	-	stała filtracji, m
	-	<i>filtration constant, m</i>
F	-	powierzchnia filtracji, $m^2$
	-	<i>filtration area, <math>m^2</math></i>
V	-	objętość filtratu, $m^3$
	-	<i>filtrate volume, <math>m^3</math></i>
a	-	przyspieszenie dośrodkowe, $m/s^2$
	-	<i>centripetal acceleration, <math>m/s^2</math></i>
g	-	przyspieszenie ziemskie, $m/s^2$
	-	<i>acceleration due to gravity, <math>m/s^2</math></i>
$w_{pl}$	-	udział masowy filtratu w placku, kg/kg
	-	<i>mass fraction of a filtrate in a cake, kg/kg</i>
$\tau$	-	czas filtracji, s
	-	<i>filtration time, s</i>

## Literatura

1. **Wakerman R., Tartleton S.:** *Solid/Liquid Separation: Principles of Industrial Filtration*. Elsevier 2005.
2. **Sutherland K.:** *Filters and Filtration Handbook*. 5<sup>th</sup> ed., Elsevier 2008.
3. **Żużikow W.A.:** *Filtracja. Teoria i praktyka rozdzielania zawiesin*. tłum. z j. ros., WNT, Warszawa 1985.
4. **Palica M., Gozdek A., Pohl Ł.:** *Właściwości filtracyjne zawiesiny flotokonzentratu węgla o różnych dodatkach flokulantu*. Karbo, 2, 110 (2011).
5. **Bień J.B., Kempa E., Bień J.D.:** *Influence of ultrasonic field on structure and parameters of sewage sludge for dewatering process*. Water Sci. Technol., 36, 287 (1997).
6. **Yen H.J., Yang M.H.:** *The ultrasonic degradation of polyacrylamide solution*. Polymer Testing, 22, 129 (2003).
7. **Bień J.B., Wolny L., Jabłońska A.:** *Sewage sludges preparation for dewatering with ultrasonic field application*. Inż. Ochr. Środ., 4, 9 (2001).
8. **Lemanowicz M., Jach Z., Kilian E., Gierczycki A.:** *Ultra-fine coal flocculation using dual-polymer systems of ultrasonically conditioned and unmodified flocculant*. Chem. Eng. J., 168, 159 (2011).
9. **Palica M., Gierczycki A., Berny K., Wojtowicz M.:** *Filtracja ciśnieniowa zagęszczonej zawiesiny węglowej z odmulnika Dorra*. Karbo, 3, 146 (2010).
10. **Lemanowicz M.:** *Spagiryiczne procesy zachodzące w układach dyspersyjnych ciała stałe-ciecz w polu ultradźwięków*. Rozprawa doktorska, Pol. Śl., Wyd. Chem., Gliwice 2011 (praca niepublikowana).
11. **Palica M., Wątor K., Thullie J., Kurowski Ł.:** *Odwadnianie szlamu węglowego na drodze periodycznej filtracji wirowej*. Rocznik Ochrona Środowiska Tom 12. 489 (2010).
12. **Adamczyk M.:** *Wpływ ultradźwięków na wilgotność osadów po filtracji ciśnieniowej zawiesiny węglowej z dodatkiem flokulantu*. Praca dypl. mag., Kat. Inż. Chem. i Proc., Pol. Śl. Gliwice 2010 (do użytku wewnętrznego).
13. **Pohl Ł.:** *Wpływ ultradźwięków na wilgotność osadów po filtracji wirowej zawiesiny węglowej z dodatkiem flokulantu*. Praca dypl. mag., Kat. Inż. Chem. i Proc., Pol. Śl. Gliwice 2010 (do użytku wewnętrznego).
14. **Bandrowski J., Merta H., Ziolo J.:** *Sedymentacja zawiesin. Zasady i projektowanie*. Wyd. II, Wyd. Pol. Śl., Gliwice 2001.



## **Change of Filtration Properties of Coal Flotoconcentrate Subjected to the Centrifugal Filtration after Flocculant Sonication**

### **Abstract**

Vacuum filtration is widely used in dehydration of the coal flotoconcentrate. In spite of the application of flocculants, it gives post-filtration suspension humidity of ca. 27–28%. Suspension humidity may be significantly decreased as a result of the centrifugal filtration. Investigated flotoconcentrate suspension contained ca. 31% of solids and its density was ca. 1087 [kg/m<sup>3</sup>]. Flocculant Magnafloc 336 was added to the suspension in a proportion 70 g/1 Mg of dry product. During the simultaneously performed investigation on vacuum filtration ([4]) it was shown that applied dosage is too small. Therefore, an additional flocculant portion of 40 g/1 Mg of dry product is advisable. It enables one to obtain a product of less humidity. It was also stated that, in comparison to a nonsonicated flocculant, a treatment of the additional dosage by an ultrasound field of 20 [kHz] for 6 [s] results in an additional effect of dehydration. Investigations of the centrifugal filtration were carried out for the following parameters of a laboratory centrifuge:  $\tau = 5\text{--}30$  min,  $a/g = 251.3\text{--}1969.9$ . Investigation series for given suspension (without additional flocculant, addition of 40 g/1 Mg and sonicated addition of 40 g/1 Mg) included 7 centrifugation times and 6 values of the multiplication coefficient. It means 42 measurement points. All examinations were carried out for the same filtration cloth PT-912. Empirical triparametric correlations  $w_{pl} = f(a/g, \tau)$  were developed. The value of  $R^2$  of the correlation is not lower than 0.9443 for investigated suspensions. Moreover, particle size distribution as well as sedimentation tests of examined suspensions were performed. It was stated that although addition of the extra flocculant dosage causes the decrease of humidity of the filtration cake significantly as a result of centrifugal filtration, the sonication of the flocculant was beneficial for final dehydration, however the changes were less noticeable. For the most important working parameters of the centrifuge, i.e.  $a/g = 1970$  and  $\tau = 1800$  s, for sonicated flocculant Magnafloc addition  $w_{pl} \approx 16.5\%$  was obtained. Physical explanation of the flocculant sonication effect is a formation of smaller but more stable aggregates and the considerably lower amount of micrograins in comparison to a technological suspension. This suggestion is confirmed not only by sedimentation tests and grain analyses, but also by other coal flotoconcentrate investigations published in [7, 10], considering an influence of the flocculate sonication on  $w_{pl}$  during the pressure filtration.



## **Polityka przestrzenna gmin wiejskich na tle zmian zagospodarowania przestrzennego wynikających z suburbanizacji**

*Karol Mrozik, Michał Bossy, Katarzyna Zaręba  
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

### **1. Wstęp**

Polityka przestrzenna gminy, w tym lokalne zasady zagospodarowania przestrzennego zgodnie z art. 9 *Ustawy z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym* (zwana dalej *Ustawą... lub uopizp*) [Dz. U. z 2003 r. nr 80, poz. 717 ze zm.] [10] określana jest w studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego (zwanym dalej studium lub suikzp). Studium sporządzane jest dla obszaru w granicach administracyjnych gminy i choć nie jest aktem prawa miejscowego, wiąże organy gminy przy sporządzaniu miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego (zwanym dalej planami miejscowymi lub mpzp).

Jak wskazują analizy wykonane przez IGIPZ PAN dotyczące stanu realizacji prac planistycznych w Polsce najlepsza sytuacja występuje właśnie w przypadku studiów, które posiadają prawie wszystkie gminy w kraju (98%). Równocześnie w 17% gmin na w okresie prowadzenia analiz wykonywano aktualizację tych dokumentów [9].

Potrzeba zmian studiów uwarunkowań wiąże się przede wszystkim z dużą dynamiką zachodzących zmian społeczno-ekonomicznych w Polsce, które nie zostały (nie mogły zostać) pierwotnie właściwie zdiagnozowane i uwzględnione w poszczególnych studiach. Istotną rolę odegrały tutaj także aspekty organizacyjno-prawne (m.in. członkostwo w Unii Europejskiej w 2004, wejście w życie nowej *Ustawy... w 2003*). Czynnikiem mobilizującym gminy do aktualizacji studiów jest wprowadzanie kolejnych zmian co do zawartości treści studium w *Ustawie...*

W porównaniu do tekstu ogłoszonego obecnie dodatkowo w studium określa się obszary rozmieszczenia obiektów handlowych o powierzchni sprzedaży powyżej 400 m<sup>2</sup> (zamiast 2000 m<sup>2</sup>) oraz obszarów, na których przewiduje się rozmieszczenie urządzeń wytwarzających energię z odnawialnych źródeł energii o mocy przekraczającej 100 kW, a także ich stref ochronnych związanych z ograniczeniami w zabudowie oraz zagospodarowaniu i użytkowaniu terenu (w studium ustala się ich rozmieszczenie). Ponadto w przypadku planowanych inwestycji, dla których niezbędne jest uchwalenie mpzp, często z uwagi na wymóg zgodności musi być wcześniej zmienione także studium. Konieczność uchwalenia mpzp wynika często wyłącznie z braku możliwości wydania decyzji o warunkach zabudowy z uwagi na m.in. brak sąsiedztwa działki o podobnej funkcji, cechach zagospodarowania i parametrach zabudowy.

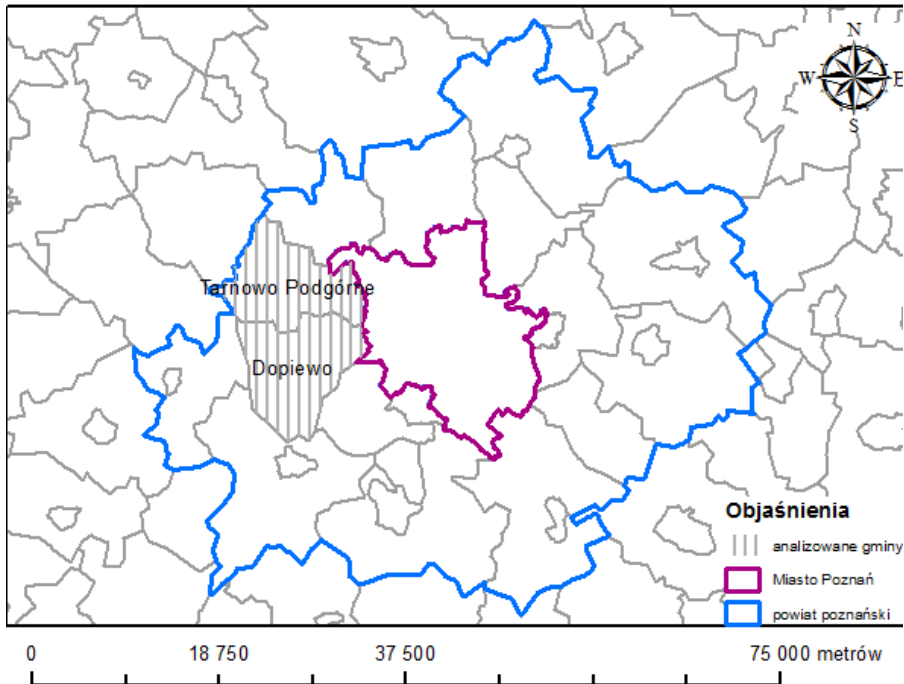
W efekcie transformacji systemowej w Polsce nasiliły się zmiany w przestrzeni gmin zwłaszcza wiejskich położonych w sąsiedztwie miasta centralnego aglomeracji. Na tego typu obszarach dochodzi do nieracjonalnych zmian zagospodarowania przestrzennego uwidaczniających się przede wszystkim w zamianie użytków rolnych na grunty zabudowane i zurbanizowane. Efektem postępującej suburbanizacji coraz częściej jest proces rozlewania się miasta i obszaru zurbanizowanego [1, 5]. W polskich realiach suburbanizację wyróżnia także chaotyczność procesu i irracjonalność układów przestrzennych, dysproporcje między rozwojem zabudowy a infrastrukturą techniczną, niedorozwój usług lokalnych oraz dewastacja krajobrazu i brzydota zabudowy [4, 6, 11].

W celu realizowania racjonalnej polityki przestrzennej i gospodarowania przestrzenią w gminie, w tym zapobiegania niekorzystnym zmianom następującym w efekcie „Urban Sprawl” niezbędne jest posiadanie aktualnych danych przestrzennych dotyczących m.in. stanu zagospodarowania przestrzennego [2, 7]. W ostatnich latach w Unii Europejskiej został wdrożony projekt o nazwie Urban Atlas, dla którego poziom dokładności odpowiada skali 1:10 000, czyli wystarczającej dla potrzeb opracowywania studiów [3].

W pracy podjęto próbę wykorzystania Urban Atlasu do skonfrontowania zmian zachodzących w strukturze użytkowania gruntów oraz w polityce przestrzennej wybranych gmin podlegających procesowi suburbanizacji.

## 2. Metodyka

W pracy analizie poddano dwie gminy wiejskie wchodzące w skład powiatu poznańskiego ziemskiego i bezpośrednio sąsiadujące z zachodnią granicą miasta Poznań – Dopiewo i Tarnowo Podgórne (rys. 1.). Gminy te wchodzące w skład Aglomeracji Poznańskiej oraz Poznańskiego Obszaru Metropolitalnego odznaczają się wysoką dynamiką zmian w strukturze zagospodarowania przestrzennego i są typowymi przykładami obszarów wiejskich podlegających suburbanizacji.



**Rys. 1.** Położenie gmin Tarnowo Podgórne i Dopiewo na tle aglomeracji poznańskiej (aglomerację tworzą Miasto Poznań i powiat poznański)

**Fig. 1.** Location of the Tarnowo Podgórne and Dopiewo communes against the Poznań Agglomeration (The Poznań Agglomeration includes the city of Poznań and Poznań district)

Analizę zmian w polityce przestrzennej gminy wykonano na podstawie studiów uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego z lat 1999, 2002 i 2010 dla Dopiewa i 1999, 2005 i 2010 dla gminy

Tarnowo Podgórne. Szczegółowej analizie poddano tereny zabudowy mieszkaniowej wykorzystując oprogramowanie ArcGIS 10.

Zmiany w strukturze zagospodarowania gmin wykonano na podstawie zestawień zbiorczych danych objętych ewidencją gruntów i budynków. Analiza przeprowadzona została dla wybranych grup użytków zdefiniowanych w załączniku nr 6 *Rozporządzenia Ministra Rozwoju Regionalnego i Budownictwa z dnia 23 marca 2003 r. w sprawie ewidencji gruntów i budynków* [Dz. U. z 2001r. nr 38, poz. 454], które w badanym okresie charakteryzowały się największymi zmianami powierzchni, a mianowicie:

1. użytki rolne, do których zaliczamy grunty orne, sady, łąki trwałe oraz pastwiska, grunty rolne zabudowane;
2. grunty zurbanizowane i zabudowane, do których należą:
  - tereny mieszkaniowe (grunty pod budynkami mieszkalnymi oraz urządzeniami związanymi z ich funkcjonowaniem, także ogródki przydomowe),
  - tereny przemysłowe (grunty pod budynkami i urządzeniami przeznaczone do produkcji przemysłowej, a także tereny związane z infrastrukturą techniczną),
  - inne tereny zabudowane (grunty związane z usługami sakralnymi, administracyjnymi, handlowymi, kulturą sztuką oraz oświatą),
  - zurbanizowanie tereny niezabudowane (grunty przeznaczone w miejscowych planach zagospodarowania przestrzennego pod budownictwo),
  - tereny rekreacyjno-wypoczynkowe (ośrodki wypoczynkowe, place zabaw, tereny zieleni urządzonej, tereny sportowe, itp.)
  - tereny komunikacyjne (drogi, tereny kolejowe) [8].

Do ustalenia aktualnego stanu zagospodarowania przestrzennego gminy wykorzystano opracowanie wektorowe Urban Atlas udostępniane przez Europejską Agencję Środowiska. Dane w nim zgromadzone przedstawiają zagospodarowanie przestrzenne największych miast europejskich wraz z ich strefami metropolitalnymi. Poziom dokładności położenia wynosi 5 m, a minimalna powierzchnia kartowanego obszaru 0,25 ha dla powierzchni zantropogenizowanych i 1,0 ha dla pozostałych. Dla terenów zurbanizowanych wymagana dokładność klasyfikacji wynosi 85%, dla pozostałych 80%.

Dane Urban Atlas w przypadku aglomeracji poznańskiej sporządzono na podstawie zdjęć satelitarnych z satelity SPOT 5 wykonanych dnia 24/25.09.2007 r. o rozdzielczości terenowej 2,5 m. Zdjęcia zostały zaktualizowane o dane pochodzące z map topograficznych. Całkowity proces wektoryzacji wraz z kontrolą poprawności jej wykonania zakończył się 21.10.2009. Systemem odniesień był układ WSG84. W Urban Atlasie wskazano następujące formy użytkowania terenu:

- zabudowę mieszkaniową o różnej gęstości zabudowy: *Continuous Urban fabric (S.L. > 80%), Discontinuous Dense Urban Fabric (S.L.: 50% – 80%), Discontinuous Medium Density Urban Fabric (S.L.: 30% – 50%), Discontinuous Low Density Urban Fabric (S.L.: 10% – 30%), Discontinuous very low density urban fabric (S.L. < 10%),*
- tereny rolnicze: *Agricultural,*
- zabudowę przemysłową, usługową i wojskową: *Industrial, commercial, public, military and private units,*
- tereny o wyizolowanej strukturze: *Isolated Structures,*
- szybkie drogi tranzytowe i przylegające do nich tereny: *Fast transit roads and associated land ,*
- pozostałe drogi i przylegające tereny: *Other roads and associated land,*
- sieć kolejowa i przylegające tereny: *Railways and associated land,*
- porty wodne: *Port areas,*
- lotniska: *Airports,*
- wysypiska odpadów, kopalnie odkrywkowe: *Mineral extraction and dump sites,*
- nieużytki: *Land without current use,*
- zieleń miejska: *Green urban areas,*
- tereny leśne: *Forest,*
- tereny sportu i rekreacji: *Sports and leisure facilities,*
- tereny podmokłe: *Wetlands*
- wody powierzchniowe: *Water.*

### **3. Wyniki badań**

Powierzchnia gruntów zabudowanych i zurbanizowanych w gminie Tarnowo Podgórne na przestrzeni lat 1999–2011 uległa zwiększeniu z 820 ha do 1532 ha, czyli o 712 ha, co stanowiło odpowiednio 8,1% i 15,1% powierzchni gminy (Tab. 1.). Największym udziałem w ogólnej powierzchni terenów zabudowanych w 2011r. cechuje się zabudowa

o funkcjach mieszkaniowych (30,7%) oraz komunikacyjnych (30,6%). Stosunkowo dużym udziałem charakteryzują się również inne grunty zabudowane, do których zaliczamy tereny usługowe (17,4%) oraz zurbanizowane tereny niezabudowane (12,9%). W 2011 r. w gminie Tarnowo Podgórne tereny mieszkaniowe zajmowały 471 ha, co stanowiło 4,6% ogólnej powierzchni ewidencyjnej gminy. Rok rocznie powierzchnia terenów mieszkaniowych zwiększała się średnio o 37,6 ha. Na uwagę zasługuje również dynamika przyrostu tych terenów, która była bardzo wysoka i wynosiła 226%.

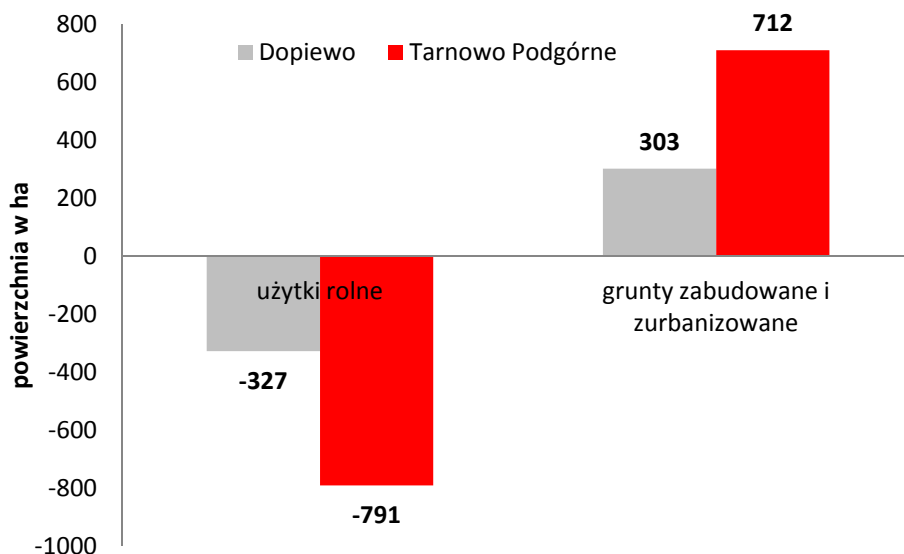
**Tabela 1.** Powierzchnia, ludność oraz tereny zurbanizowane i zabudowane w gminach Dopiewo i Tarnowo Podgórne w 2011 r.

**Table 1.** Area, population and built-up and urbanized areas in the Dopiewo and Tarnowo Podgórne communes in 2011

Nazwa jednostki administracyjnej	Ludność wg faktycznego miejsca zamieszkania (stan na 31.12.2010)	Powierzchnia ogółem	Tereny mieszkaniowe	tereny przemysłowe	Inne tereny zabudowane	Zurbanizowane tereny niezabudowane	Tereny rekreacyjno-wypoczynkowe	Tereny komunikacyjne	Użytki kopalne	Razem
Dopiewo	18051	10802	354	28	76	28	15	452	18	971
Tarnowo Podgórne	21832	10175	471	92	267	197	36	469	0	1532

Podobne zmiany zaobserwowano w gminie Dopiewo, gdzie powierzchnia gruntów zabudowanych i zurbanizowanych w latach 2000–2011 wzrosła o 46% (327 ha) i stanowiła w 2011 r. 9% powierzchni gminy (971 ha) (tab. 1.). Największy udział w tej grupie miały również tereny mieszkaniowe (354 ha) stanowiące 36% powierzchni zabudowa-

nych i zurbanizowanych oraz komunikacyjne – 47% (452 ha). Wzrost gruntów zabudowanych i zurbanizowanych w obydwu gminach odbywał się kosztem użytków rolnych (rys. 2.).



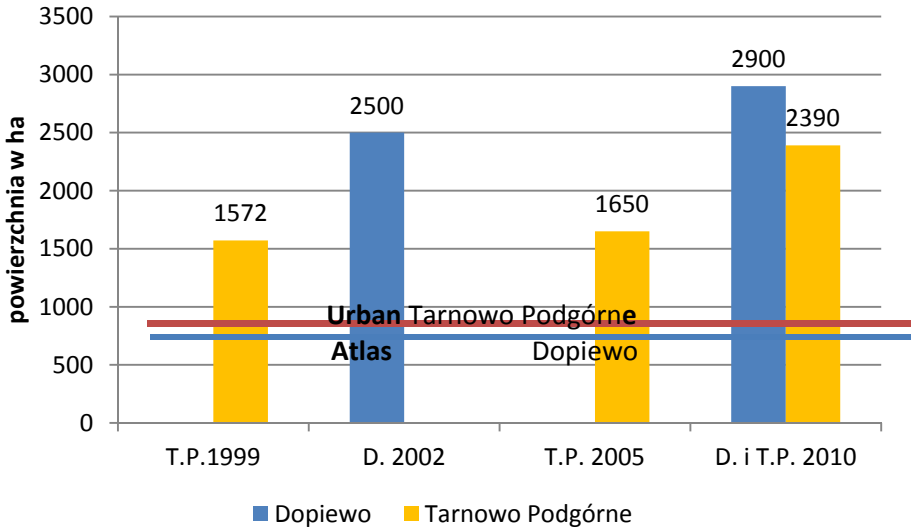
**Rys. 2.** Zmiany powierzchni użytkowania gruntów w gminach Dopiewo (w latach 2000–2011) i Tarnowo Podgórne (w latach 1999–2011)

**Fig. 2.** Changes of land use in Tarnowo Podgórne and Dopiewo communes in the period 1999–2011 – Tarnowo Podgórne and 2000–2011 – Dopiewo

Analiza studium potwierdziła, że tereny pod zabudowę w gminie Tarnowo Podgórne zajmują prawie 41% ogólnej powierzchni gminy. Z tej powierzchni połowę – 2390 ha (20% powierzchni gminy) stanowią tereny zabudowy mieszkaniowej. Z kolei w Dopiewie powierzchnia terenów przeznaczonych w studium pod inwestycje związane z budownictwem mieszkaniowym wzrosła w porównaniu z 2002 r. o 400 ha i wynosi wg studium z 2010 r. 2900 ha (27% powierzchni gminy).

Obecna powierzchnia terenów mieszkaniowych według opracowania Urban Atlas zajmuje w Gminie Tarnowo Podgórne obszar 900 ha, co stanowi 38% terenów planowanych pod budownictwo mieszkaniowe, z kolei w Dopiewie odpowiednio 700 ha (24%) (rys. 3).





**Rys. 3.** Zmiany powierzchni planowanych terenów mieszkaniowych w studiach na tle aktualnego stanu zagospodarowania wyliczonego na podstawie Urban Atlasu (T.P. – Tarnowo Podgórne, D. – Dopiewo)

**Fig. 3.** Changes of planned residential areas in the communes studies on the background of the present state of land using on the basis of Urban Atlas spatial analysis calculation

#### 4. Podsumowanie

Przeprowadzona analiza potwierdza, iż rozpatrywane gminy podlegają silnej presji suburbanizacji. Dodatkowo opracowane studia zakładają dalszy rozwój zabudowy mieszkaniowej na tych terenach. Jeśliby zastosować wskaźnik chłonności demograficznej wynikający z aktualnej liczby mieszkańców (stan 31.12.2010) i powierzchni zewidencjonowanej jako tereny mieszkaniowe (1.01.2011) wynoszący dla Dopiewa 51 os./ha a dla Tarnowa Podgórnego 46 potencjalna chłonność dla rozpatrywanych gmin osiągnęłaby nieprawdopodobne wartości 68,5 tys. dla Tarnowa Podgórnego i 112,2 tys. dla Dopiewa. Jednak nawet zastosowanie „bezpieczniejszego” wskaźnika 20 os./ha daje końcowy wynik dla tak znacznych wolnych powierzchni o wiodącej funkcji mieszkaniowej na poziomie 29,8 tys. dla Tarnowa Podgórnego i 44 tys. dla Dopiewa, co znacznie przekracza prognozy demograficzne dla obydwu jedno-

stek administracyjnych oraz świadczy o mocnym przeszacowaniu potrzeb w zakresie terenów mieszkaniowych.

Jednocześnie przeprowadzone przy zastosowaniu oprogramowania ArcGIS 10.0 analizy przestrzenne potwierdziły przydatność Urban Atlasu jako źródła aktualnych danych przestrzennych dostępnych we względnie dobrej skali 1:10 000 stosowanej powszechnie w studiach uwarunkowań i zagospodarowania przestrzennego.

## Literatura

1. **Beim. M.:** *Modelowanie procesu suburbanizacji w aglomeracji poznańskiej*. Bogucki WN., 179 ss, Poznań. 2009.
2. **Drzewiecki W.:** *Monitoring zmian pokrycia i użytkowania terenu na podstawie wieloczasowych obrazów teledetekcyjnych*. PTIP. Roczniki Geomatyki, t. 6., z. 3, 131–142 (2008).
3. GMES – Mapping guide for European Urban Atlas. Document Version 1.1 dated 26.08.2010.pdf <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/urban-atlas/mapping-guide>
4. **Lisowski A., Grochowski M.:** *Procesy suburbanizacji. Uwarunkowania, formy i konsekwencje*. [w:] K. Saganowski, M. Zagrzejska-Fiedorowicz, P. Żuber (red.) *Ekspertyzy do Koncepcji Zagospodarowania Przestrzennego Kraju*, Ministerstwo Rozwoju Regionalnego, tom 1, Warszawa, 217–280 (2008).
5. **Parysek J. J.:** *Agglomeracje miejskie w Polsce oraz problemy funkcjonowania i rozwoju*. [w:] J. J. Parysek, A. Tölle (red.), *Wybrane problemy rozwoju i rewitalizacji miast: aspekty poznawcze i praktyczne*. Biuletyn IGS-EiGP UAM w Poznaniu. Seria Rozwój regionalny i Polityka Regionalna. Bogucki WN., 5, Poznań, 29–48 (2008).
6. **Przybyła Cz., Bykowski J., Mroziak K., Napierała M. Nowak Z.:** *Rola infrastruktury wodno-melioracyjnej w procesie suburbanizacji*. Rocznik Ochrona Środowiska, T. 13, cz. 1, 769–786 (2011).
7. **Roca J., Burns M. C., Carreras J. M.:** *Monitoring Urban Sprawl around Barcelona's Metropolitan Area with the aid of satellite imagery*. 20th ISPRS Congress, Istanbul, Turkey, 12–23 July 2004.
8. Rozporządzenia Ministra Rozwoju Regionalnego i Budownictwa z dnia 23 marca 2003 r. w sprawie ewidencji gruntów i budynków [Dz. U. z 2001r. nr 38, poz. 454]
9. **Śleszyński P., Bański J., Degórski M., Komornicki T., Więckowski M.:** *Stan zaawansowania planowania przestrzennego w gminach*. PAN IGiPZ. Prace Geograficzne nr 211. 2007.

10. Ustawa z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym [Dz. U. z 2003 r. nr 80, poz. 717 ze zm.]
11. **Zuziak Z.:** *Strefa podmiejska w architekturze miasta. W stronę nowej architektury regionu miejskiego.* [w:] P. Lorens (red.), *Problem suburbanizacji.* Biblioteka Urbanisty 7. Urbanista. Warszawa, 17–32 (2005).

## **Spatial Policy in Rural Communes in Relation to Land Use Change Resulting from Suburbanization**

### **Abstract**

Studies on conditions and directions of spatial management (hereinafter referred to as the communes studies) are developed at the local level of spatial planning. Communes studies determine the spatial policy at the given commune, including e.g. principles of spatial development, while not being an act of local law, and its stipulations are binding for the organs of the commune when preparing local spatial development plans (local plans) (art. 9. of the *Act of 27 March 2003 on spatial planning and land development* [The Journal of Law “Dziennik Ustaw” of 2003 no. 80, item 717 with later amendments]). The communes studies specify e.g.:

- directions of changes in the spatial structure of the commune and in land function,
- directions and indexes concerning land development and function, including areas excluded from building development,
- areas and principles of environmental protection and protection of its resources, nature conservation, protection of cultural landscape and resorts,
- areas, for which the commune intends to prepare a local spatial development plan, including areas requiring changes in land function of agricultural and forest land for non-agricultural and non-forest use,
- directions and principles of management of agricultural and forest production space,
- flood risk areas.

The main targets of the presented studies in 2 selected rural communes (Dopiewo and Tarnowo Podgórne) in Poznań metropolitan area is to analyze the changes in communes studies and land use. The selected communes are liable to an intensive process of suburbanization associated with the development of Poznań agglomeration.

The paper presents the changes in spatial development in selected communes over the years 1999–2011. A few interesting points of them have

been analyzed in detail. There are: agricultural land, forest land, built-up and urban areas. The author paid attention especially to urbanized areas housing development). The changes in spatial development have been compared with the planning policy of the commune on the basis of communes studies, urban atlas and registered intended use of land developed according to Regulations of the Minister of Regional Development and Construction of 29 March 2001 on register of land and buildings [The Journal of Law "Dziennik Ustaw" of 2001 no. 38, item 454].

During the analyzed period the agricultural land (arable land, orchards, meadow, permanent pastures and others) in both communes has decreased about 327 ha in Dopiewo and about 791 ha in Tarnowo Podgórne. At the same time built-up and urban areas (residential areas, industrial areas, transport areas and other built up areas) has increased about 303 ha in Dopiewo and about 712 ha in Tarnowo Podgórne.

Comparing data from the urban atlas and communes studies we have seen that the present area of residential areas according to the Urban Atlas covers an area of approximately 900 ha, which represents 38% of the land planned for housing development in Tarnowo Podgórne commune and approximately 700 ha (24%) in Dopiewo commune.

A study on the conditions and directions of spatial development is not an act of local law and its stipulations are not binding for the inhabitants. Thus it seems advisable to consider an elevation of the rank of spatial planning studies on conditions and directions of spatial management in order to provide a more effective creation of spatial policy in communes, in accordance with the principles of spatial order and sustainable development.



## **Metoda utylizacji odpadów metalurgicznych**

*Andrzej Łędzki, Stanisława Sanak-Rydlewska, Barbara Tora,  
Maciej Mazurkiewicz, Ryszard Stachura, Zygmunt Wcisło,  
Arkadiusz Klimczyk, Mikołaj Bernasowski  
AGH Akademia Górniczo-Hutnicza*

### **1. Wstęp**

Huta stali o pełnym profilu produkcyjnym wytwarza dużą ilość drobnoziarnistych odpadów w postaci szlamów i pyłów zawierających znaczne ilości tlenków żelaza. Postać tych odpadów zależy od zastosowanej technologii ich wychwytywania; mokrej bądź suchej przed emisją oczyszczonych gazów do atmosfery. Odpady te powstają przy produkcji surowki w wielkim piecu, oraz stali w procesie konwertorowym i w łukowym piecu elektrycznym.

### **2. Badania prof. Tadeusza Piecucha nad możliwością wykorzystania pyłów pohutniczych metalurgii czarnej do budowy zawieszinowych cieczy ciężkich pod kątem zastosowania w przeróbce mechanicznej węgla.**

W latach 1980 do 1985 badania nad możliwością wykorzystania pyłów pohutniczych metalurgii żelaza do budowy cieczy ciężkich zawieszinowych prowadził prof. Tadeusz Piecuch i Zespół [1-9].

Pierwszym opracowaniem w cyklu tych prac była ekspertyza wykonana na zlecenie Huty Kościuszko przez Zespół prof. Piecucha w ramach prac Zespołu Rzeczoznawców SITG w Katowicach w ramach, której już jednoznacznie wskazano na możliwość zagospodarowania pyłów do budowy cieczy ciężkich. W ramach tych prac [1-3] przeprowadzono badania na pyłach Huty Kościuszko, która to huta, jako huta surowcowa

miała stosunkowo najlepszą infrastrukturę wydzielenia pyłów w układzie najpierw suchym, a potem mokrym ich przechwytywania.

Otóż, w Hucie Kościuszko spaliny (gazy) powielkopieczowe były najpierw wprowadzane do tzw. szeregowych odpylaczy grawitacyjnych, w których w pierwszej kolejności wydzielano pyły ogólnie gruboziarniste. Te pyły gruboziarniste były w całości odbierane przez cementownię. Następnie struga spalin (gazów) powielkopieczowych wpływała do odpylacza cyklonowego, który wydzielał w tzw. wylewie (od dołu cyklonu) ogólnie ujmując frakcję średnioziarnistą, a natomiast przelew z cyklonu (frakcja górna drobnoziarnista) była wprowadzana do wieży typu skrubler z przeciwpądowym natryskiem bardzo drobnych kropelek wody i stąd już jako ściek zawiesinowy podawana na trzy odmulniki Dorra, które to pracowały w systemie, odmulnik promieniowy-filtr próżniowy [4, 5].

Takich systemów było w Hucie Kościuszko trzy, a osad odzyskany na filtrach próżniowych, jako szlam był składowany na składowiskach typu płytkich zbiorników znajdujących się na terenie Huty Kościuszko, a natomiast Huta Kościuszko znajdowała się w samym centrum miasta Chorzowa. Oczywiście składowiska ulegały szybkiemu wypełnieniu i nie było możliwości ich rozbudowy ze względu na brak miejsca [4, 5].

W tej określonej sytuacji Huta Kościuszko była w sposób szczególny zainteresowana, chociaż częściowym pozbyciem się tych uciążliwych szlamów, aby przedłużyć żywotność składowisk, tym bardziej, że w okresach pór deszczowych stawały się one składowiskiem błotnistej mazi. W związku z powyższym, Zespół prof. Piecucha wykonał określone analizy technologiczne tych szlamów a więc przede wszystkim określono ich skład ziarnowy, ciężary właściwe poszczególnych frakcji ziarnowych oraz możliwość odzysku frakcji magnetycznej z tych pyłów przy różnym natężeniu pola magnetycznego a także przy różnym zagęszczeniu nadanego zawiesinowego ścieku poprodukcyjnego, jako wylewu z odmulników Dorra na laboratoryjnym rekuperatorze magnetycznym [1, 2].

Cytowana tutaj literatura prac Zespołu prof. Piecucha zawiera liczne tablice wyników tych badań, które potem zostały częściowo opublikowane [1–8].

W badaniach tych określono także prędkości sedymentacji tych pyłów pohutniczych i to pochodzących z różnych miejsc ciągu zarówno odpylania suchego jak i odpylania mokrego na tle takich samych badań

dla importowanego obciążnika magnetytowego do budowy cieczy ciężkich przez nasze kopalnie węgla kamiennego ze Szwecji [1, 3].

Na podstawie tych badań prof. Tadeusz Piecuch podjął starania o uruchomienie pracy naukowo-badawczej w Politechnice Częstochowskiej finansowanej z tzw. Problemu Węzłowego, który był prowadzony i koordynowany w Głównym Instytucie Górnictwa w Katowicach, uzyskując po wielu miesiącach starań zlecenie na wykonanie pracy naukowo-badawczej dotyczącej badań nad możliwością i celowością zastosowania pyłów pohnicznych do budowy cieczy ciężkich [6].

W ramach tej pracy, realizowanej w latach 1983–1984 Zespół prof. Piecucha wykonał nie tylko badania technologiczne jak wyżej odzysku frakcji magnetycznej z pyłów i szlamów Huty Kościuszko w Chorzowie, ale i także pyłów z innych hut surowcowych a mianowicie, z Huty Pokój w Rudzie Śląskiej, Huty Bobrek w Bytomiu oraz Huty Katowice w Dąbrowie Górniczej [6].

Niestety, analiza możliwości odzysku z tych pyłów frakcji magnetycznej od strony ekonomicznej okazała się zasadna tylko dla Huty Kościuszko [6]. Otóż właśnie tylko w Hucie Kościuszko był na tyle rozbudowany obieg wodno-mułowy, iż przy niewielkiej inwestycji można było takie pyły magnetyczne odzyskiwać ze szlamów przepływających z wieży typu skrubler a dalej do odmulników Dorra i wreszcie na filtry próżniowe. Takiego systemu mokrego uławiania pyłów tu ogólnie nazywanych drobnymi nie było w Hucie Pokój, w Hucie Bobrek oraz w Hucie Katowice [6].

Niezależnie od powyższego faktu determinującego możliwości aplikacyjne, wynikające z przeprowadzonych badań, najgorsze jakościowo pod względem podatności magnetycznej okazały się pyły z Huty Katowice – sztandarowej inwestycji przełomu lat 70. i 80. ubiegłego wieku – tabela 21 w pozycji [6].

Otóż, o ile ciężar właściwy pyłów z Huty Pokój to około  $3,02 \text{ G/cm}^3$ , z Huty Bobrek to około  $3,10 \text{ G/cm}^3$  oraz najwyższy a więc najlepszy z Huty Kościuszko to około  $3,30 \text{ G/cm}^3$  to niestety pyły z Huty Katowice miały ciężar właściwy tylko  $2,4 \text{ G/cm}^3$  [6].

Badania Zespołu prof. Piecucha wykazały, że przy przykładowo typowym natężeniu pola magnetycznego, które ma miejsce w rekuperatorach elektromagnetycznych stosowanych w obiegach cieczy ciężkiej Polskich Zakładów Przeróbki Mechanicznej Węgla rzędu około 100 Oerste-

dów udaje się podnieść ciężar właściwy o około  $1,0 \text{ G/cm}^3$ . Zatem, łatwo zauważyć, że wzbogacony szlam z Huty Kościuszko, a więc ten przeznaczony do budowy cieczy ciężkich będzie miał ciężar właściwy rzędu około  $4,3 \text{ G/cm}^3$  a więc już znaczny czyli godny zainteresowania pod kątem budowy na jego bazie cieczy ciężkiej zawiesinowej [5, 6].

W związku z powyższym prof. Piecuch zaproponował, aby w Hucie Kościuszko pod wylewy z odmulników promieniowych typu Dorra wmontować rekuperatory elektromagnetyczne, które rozdzielały te wylewy na frakcje magnetyczną i resztę, jako niemagnetyczną. Badania Zespołu prof. Piecucha wykazały, że około 2/3 części stałych znajdujących się w wylewie odmulników promieniowych typu Dorra to frakcja magnetyczna, a tylko około 1/3 to frakcja niemagnetyczna [5, 6].

W związku z powyższym prof. Piecuch zaproponował, aby frakcje magnetyczną odzyskaną na wszystkich trzech rekuperatorach elektromagnetycznych wprowadzić na dwa filtry próżniowe celem jej mechanicznego odwodnienia, a natomiast z wszystkich trzech rekuperatorów frakcje niemagnetyczną wprowadzić na jeden filtr próżniowy, co wynikało z wartości wychodów obydwu frakcji [5, 6].

W związku z pozytywnymi wynikami badań a jednocześnie jak zwykle brakiem środków finansowych prof. Piecuch wystąpił do dyrekcji Huty Kościuszko o wybudowanie tzw. systemem gospodarczym przez zaplecze głównego mechanika, rekuperatora elektromagnetycznego – na skalę przemysłową oraz podłączenie tego rekuperatora do jednego systemu odmulnik promieniowy typu Dorra – filtr próżniowy, pod wylew z odmulnika Dorra. Tak też uczyniono. Dzięki temu udało się odzyskać tak znaczącą ilość szlamu magnetycznego, iż można było przeprowadzić pełną próbę przemysłową zastosowania tego szlamu magnetycznego do budowy cieczy ciężkiej. Taką próbę przemysłową przeprowadzono na Zakładzie Przeróbki Mechanicznej Węgla KWK PIAST w Bieruniu Nowym. Ponieważ KWK PIAST produkował wzbogacony węgiel na eksport ówczesny zastępca Dyrektora ds. jakości produkcji KWK PIAST mgr inż. Tadeusz Łapeta nie wyraził zgody na jednorazową zamianę importowanego magnetytu jako obciążnika ze Szwecji w obawie przed zaniżeniem ciężaru właściwego rozdziału, wynoszącego  $1,68 \text{ G/cm}^3$  w obawie przed nadmierną lepkością zawiesinowej cieczy ciężkiej sporządzonej ze szlamów magnetycznych Huty Kościuszko. Natomiast mgr inż. Tadeusz Łapeta wyraził zgodę na to aby, stopniowo dozować



obciążnik magnetyczny z Huty Kościuszko do obiegu cieczy ciężkiej, uwzględniając ubytek obciążnika na produktach rozdziału, tj. na koncentracie oraz na odpadach. W związku z powyższym w tej próbie przemysłowej dawkowano obciążnik z Huty Kościuszko jak niżej [7].

<u>Data</u>	<u>ilość obciążnika, kg</u>
30.08.1984	6.900
31.08.1984	3.500
03.09.1984	5.200
05.09.1984	12.000
06.09.1984	12.000
07.09.1984	8.700
08.09.1984	8.700
	<u>Razem: 57.000</u>

Zatem, po 10. dniach trwającej próby przemysłowej, gdzie stopniowo dawkowano jak wyżej obciążnik magnetyczny odzyskany z odpadów szlamowych Huty Kościuszko, separatory cieczy ciężkiej, pracujące na Zakładzie Przeróbki Mechanicznej Węgla KWK PIAST, wzbogacały surowy węgiel w cieczy ciężkiej, zawiesinowej, pracując wyłącznie w 100% na tym obciążniku. Jak wynika z opracowania Zespołu prof. Piecucha [7] nie stwierdzono żadnych kłopotów ruchowych, w tym zmiany jakościowej uzyskanego koncentratu węglowego. W trakcie badań oznaczono, m.in. zużycie obciążnika cieczy ciężkiej przed i po próbie przemysłowej.

Otóż, z opracowania Zespołu prof. Piecucha [7] wynika, iż zużycie obciążnika magnetytowego ze Szwecji (tzw. fosdaleny), w przeliczeniu na tonę za miesiąc sierpień 1984 roku, wynosiło 0,546 kg/Mg. Natomiast obliczony w porównywalny sposób wskaźnik zużycia obciążnika magnetycznego uzyskanego z odpadów Huty Kościuszko, za okres od 30.08.1984 do 08.09.1984, wynosił nieco więcej, bo 0,829 kg/Mg nadawy.

Ogólnie ujmując, można było stwierdzić, że próba przemysłowa wypadła jednoznacznie pozytywnie i była to praktycznie próba komisyjna. W próbie tej brali udział: Zastępca Dyrektora Departamentu Górniczego ds. jakości produkcji Ministerstwa Górnictwa mgr inż. Jerzy Rammel, Dyrektor ds. Technicznych Huty Kościuszko mgr inż. Eugeniusz Placzek, Szef Wydziału Wielkich Pieców Huty Kościuszki mgr inż.

Józef Kawa, pracownicy zaplecza głównego mechanika Huty Kościuszko, mgr inż. Bogdan Sikora, inż. Michał Banasik oraz razem z prof. Piecuchem jego pracownicy z Politechniki Częstochowskiej, tj. prof. dr hab. inż. Anna M. Anielak (wówczas adiunkt), dr inż. Lida Siwiec-Dąbrowska (wówczas asystent) oraz technicy Elżbieta Ćwiklińska, Marek Makuła i Jerzy Sujecki. Natomiast ze strony KWK PIAST próbę w sposób ciągły nadzorowali Dyrektor ds. Jakości Produkcji mgr inż. Tadeusz Łapeta oraz Kierownik Zakładu Przeróbki Mechanicznej Węgla KWK PIAST mgr inż. Maria Kąkolewska [7].

Wszyscy, wyżej wymienieni są także wykazani jako współautorzy, osoby odpowiedzialne w sprawozdaniu z próby przemysłowej Zespołu prof. Piecucha, a pani mgr inż. Maria Kąkolewska była także na Komisji Odbioru tej części pracy tj. Próby Przemysłowej [7] główną referującą – co oznaczało w tej sytuacji, iż kierownictwo Zakładu Przeróbki Mechanicznej Węgla KWK PIAST przejmuje odpowiedzialność za ewentualne wdrożenie opracowanej przez Zespół prof. Piecucha technologii (także całej logistyki) zastosowania pyłów pohutniczych do budowy cieczy ciężkich zawieszinowych i ich zastosowania w Zakładzie Przeróbki Mechanicznej Węgla KWK PIAST.

Należy w tym miejscu zwrócić uwagę na fakt, że prof. Piecuch opracował także analizę techniczno-ekonomiczną nie tylko obiegu wodno-mułowego Huty Kościuszko wraz z pełnym bilansem technologicznym, wydajnościowo jakościowym przepływu zawiesiny przemysłowej przez ten obieg, ale także podobna analiza została wykonana dla Huty Pokój, Huty Bobrek oraz Huty Katowice [6].

W tej analizie ekonomicznej, przyjęto, że obciążnik magnetyczny wyprodukowany w Hucie Kościuszko będzie kosztował 400 zł/Mg czyli będzie stanowił 50% kwoty importowanego ze Szwecji magnetytu, który kosztował 800 zł za tonę [5, 6].

Równocześnie, uwzględniając możliwości produkcyjne tego obciążnika w Hucie Kościuszko przyjęto, iż Huta Kościuszko może obsłużyć swym obciążnikiem 4 zakłady przeróbki mechanicznej węgla pobliskich kopalń o przeciętnej typowej wydajności [6].

Określony przez prof. Piecucha zysk dla Huty Kościuszko (strona 33. w pozycji [6]) wyniósłby około 2,9 mln zł/ rok plus korzyści wynikające z braku konieczności składowania aż około 66,6% odpadów szlamowych, przechwytywanych w obiegu wodno-mułowym przez filtry

próżniowe. Podobny zysk zanotowałyby łącznie kopalnie, które stosowałyby obciążnik magnetyczny odzyskany według propozycji prof. Piecucha ze szlamów Huty Kościuszko [6]. Zatem, w podobny sposób wyliczono zysk dla kopalń – czyli resortu jakim było Ministerstwo Górnictwa – w strukturze którego działał przecież Główny Instytut Górnictwa w Katowicach [6]. Co ciekawe, dziesięciodniowa próba przemysłowa, przeprowadzona w Zakładzie Przeróbki Mechanicznej Węgla KWK PIAST w przeliczeniu na zaoszczędzony importowany obciążnik magnetyczny ze Szwecji – spowodowała zwrot kosztów pracy zleconej naukowo-badawczej do Politechniki Częstochowskiej przez Główny Instytut Górnictwa BZ XXI-2/1983/S [6, 10].

Zachodzi więc podstawowe pytanie: co było dalej z tym problemem w aspekcie aplikacyjnym?

Otóż, jak informuje w bezpośredniej rozmowie prof. Tadeusz Piecuch, a o czym także napisano w Roczniku Ochrona Środowiska Tom 6, rok 2004, Wydanie Specjalne na stronach 59–60 [10] koordynator projektu a jednocześnie Dyrektor Ośrodka Przeróbki Mechanicznej Węgla docent dr inż. Emanuel Romańczyk – cytując: „...czynił absolutnie wszystko aby najpierw prof. Piecuch nie otworzył tego tematu (...) a potem aby nie przyjąć komisyjnie (dokonać odbioru) sprawozdania tej pracy. Próba przemysłowa, a tym samym w ślad za tym czasowe wdrożenie w pełni udało się....” koniec cytatu.

W związku z powyższym, tu był wyraźny opór instytucjonalny. Otóż, prof. Piecuch w ten sposób wyjaśnia tą sprawę, że Główny Instytut Górnictwa w Katowicach nie mógł w owym czasie wykazać się w zakresie przeróbki mechanicznej węgla znaczącymi efektami w pracach aplikacyjnych a jednocześnie odgórnie zapewnił sobie status wyroczni w sprawach wszelkich wdrożeń w Resorcie Górnictwa Węglowego. Polegało to na tym, że każda praca naukowa, która mogła być ewentualnie wdrożona musiała uzyskać akceptację, a więc pozytywną opinię Głównego Instytutu Górnictwa w Katowicach. W zakresie więc przeróbki mechanicznej węgla takie opinie wydawał docent dr inż. Emanuel Romańczyk. Niedługo potem, docent Emanuel Romańczyk, został Marszałkiem Województwa Śląskiego pozostając dalej wpływowym pracownikiem Głównego Instytutu Górnictwa w Katowicach.

Równocześnie niestety rozpoczęły się działania zmierzające do likwidacji polskiego hutnictwa, a w szczególności Hut Surowcowych

i nie tylko. Przykładowo przeznaczona do likwidacji Huta Kościuszko, wykazywała coraz mniejsze zainteresowanie modernizacją istniejącego obiegu wodno-mułowego pod kątem odzysku obciążnika magnetycznego (zamontowanie drugiego i trzeciego rekuperatora magnetycznego). W ciągu najbliższych lat stopniowej likwidacji uległy huty surowcowe, tj. Huta Kościuszko, Huta Pokój, Huta Bobrek, Huta Pierwszego Maja, Huta Szczecin [8] Huta Batory, Huta Baildon itd. itd. W innych hutach stopniowo, nawet drastycznie ograniczono produkcję surówki w tzw. wielkich piecach, co dotyczyło m.in. Huty Bieruta w Częstochowie (obecna Huta Częstochowa) oraz nowej Huty w Krakowie (obecna Huta Sędzimir).

Właśnie, w swoim obszernym artykule opublikowanym w Kwartalniku PAN *Gospodarka Surowcami Mineralnym*, nr 4, rok 1994 [9] opisuje prof. Piecuch likwidację polskiego hutnictwa żelaza w aspekcie skutków gospodarczych i ekologicznych w oparciu o analizę obszernej dokumentacji, będącej w gestii Biura Projektów BIPROHUT GLWICE oraz byłego Zjednoczenia Hutnictwa Żelaza i Stali w Katowicach, a przede wszystkim w oparciu o wywiad z zastępcą Dyrektora ds. Technicznych Zjednoczenia mgr inż. Karolem Lipowczanem, do której to publikacji odsyła się zainteresowanego czytelnika.

Oczywiście, w opinii prof. Piecucha, gdyby nie postawa negatywna docenta Emanuela Romańczyka jeszcze w trakcie kilku lat drugiej połowy lat 80. ubiegłego wieku można było z powodzeniem wykorzystywać obciążnik magnetyczny z Huty Kościuszko. Niestety w wyniku nacisków stosowanych przez docenta Emanuela Romańczyka na osoby odpowiedzialne, czyli dyrektorów ds. jakości produkcji pobliskich kopalń – nie wyrażano zgody na wdrożenie tej technologii.

Jak informuje prof. Piecuch takim konkretnym przykładem był Zakład Przeróbki Mechanicznej Węgla KWK Łagiewniki w Bytomiu gdzie Dyrektorem ds. Jakości Produkcji, był kolega z grupy dziekańskiej w czasie studiów prof. Piecucha – a mianowicie mgr inż. Lucjan Bombelka. Najpierw w pierwszej fazie uzgodnień wyraził On zgodę na wdrożenie, a potem po interwencji docenta Romańczyka swoją zgodę wycofał. Powyższa informacja w niniejszym artykule w czasopiśmie naukowym jest o tyle istotna, iż mamy tu do czynienia ze stykiem nauki, czyli badawczych prac aplikacyjnych z przemysłem, a równocześnie ze stykiem – jak mówi prof. Piecuch – niezdrowych egoistycznych ambicji,

a to wszystko zdaniem prof. Piecucha tworzy pewną wypadkową logistykę niepojętych utrudnień noszących, zdaniem prof. Piecucha, znamiona sabotażu gospodarczego.

Trzeba nadmienić w tym miejscu, że na możliwość zastosowania odpadowych pyłów pohutniczych wskazał także w swym referacie na XVI Krakowskiej Konferencji Naukowo-Technicznej Przeróbki Kopaliny Z. Osadnik w artykule pt. „Wydzielanie związków żelaza z popiołów lotnych” [11], a więc na tej samej konferencji, na której referował swoją koncepcję prof. Piecuch [3].

### **3. Wymagane właściwości fizyczne dla materiału do tworzenia cieczy ciężkiej**

Właśnie do prac nad zastosowaniem pyłowych odpadów hutnictwa żelaza do budowy zawieszinowych cieczy ciężkich na początku obecnego trzeciego wieku, a więc po roku 2000 przystąpili autorzy niniejszej pracy – publikacji [12–14, 18, 19].

Odpadem zawierającym również duży udział tlenków żelaza jest zendra powalcownicza zanieczyszczona olejami, stanowiąca poważny problem utylizacyjny.

Właśnie głównie tego typu odpadami zajęli się autorzy tej pracy – publikacji.

Obecność w niej olejów i ropopochodnych powyżej 1% oraz niewłaściwe parametry fizyczne, np. duży udział drobnoziarnistej frakcji (ponad 80%), uniemożliwiają w stanie nieprzetworzonym jej wykorzystanie w procesach redukcji. Stosując zaolejoną zendrę, jako składnik rud do spiekalni należałoby ją wcześniej pozbawić oleju i ropopochodnych przez np. ich wypalenie. Zendra posiadająca znaczny udział drobnoziarnistej frakcji nie może być w takiej postaci stosowana do wsadu wielkopiecowego. Opracowano jednak sposób jej przerobu na grudki, które rozwiązują problem zagospodarowania w metalurgii zaolejonej zendry [12–14]. Zagospodarowanie zendry powalcowniczej wolnej od zanieczyszczeń organicznych w procesach metalurgicznych nastęrcza mniej problemów, jednak i tu należy rozwiązać wykorzystanie zendry o dużym udziale drobnoziarnistej frakcji.

Wymienione wyżej odpady zawierające w swym składzie chemicznym znaczne udziały żelaza; średnio ~65%, mogą po odpowiednim przygo-

towaniu stanowić źródło taniego pozyskiwania uzupełniającego surowca, jako dodatku do materiału wsadowego przy produkcji cementu [4].

Zendra powalcownicza pozbawiona zanieczyszczeń olejowych charakteryzująca się dużą czystością jest cennym materiałem, który można wykorzystać w innych dziedzinach przemysłu. W pracy podjęto badania mające na celu wykorzystanie tego materiału, jako obciążnika cieczy ciężkiej zawiesinowej. Porównano **właściwości** niezaolejonej zendry powalcowniczej i szwedzkiego magnetytu wymagane przy tworzeniu cieczy ciężkiej zawiesinowej stosowanej w kopalniach węgla kamiennego.

Materiał stosowany na obciążnik cieczy ciężkiej zawiesinowej na przykład w kopalniach węgla kamiennego, gdzie ciecz ciężka używana jest do wzbogacania węgla, powinien charakteryzować się następującymi kryteriami:

- wysoką i stabilną gęstością dla uzyskania cieczy zawiesinowej o wymaganych parametrach,
- uziarnieniem w określonym zakresie frakcji o udziałach w miarę równo rozłożonych w poszczególnych zakresach,
- dobrymi własnościami magnetycznymi,
- własnościami hydrofilowymi.

Wymagane własności fizyczne dla magnetycznego obciążnika cieczy ciężkiej zawiesinowej opisuje norma PN-92/G-04601. Wynika z niej, że gęstość obciążnika powinna wynosić powyżej  $4,0 \text{ g/cm}^3$ , zawartość składników magnetycznych powyżej 90%, wymagana podatność magnetyczna powyżej 40%, natomiast uziarnienie materiału powinno charakteryzować się ziarnami powyżej 0,16 mm do 10%, a poniżej tej granicy ich rozkład uziarnienia uzależniony jest od potrzeb indywidualnego odbiorcy. Ponadto obciążnik magnetyczny powinien charakteryzować się własnościami hydrofilnymi, które zapewniają utworzenie w wodzie zawiesiny. Ciecz ciężka z zawiesiną ziaren magnetytu ma gęstość w granicach 2,5 do  $2,7 \text{ g/cm}^3$ . Gęstość ta jest odpowiednia do rozdzielania skały płonnej od węgla kamiennego, choć niekiedy przy węglowej nadawie zawierającej oprócz skały płonnej również przerosty węgla ze skałą, stosuje się ciecze o mniejszej gęstości na przykład 1,5 do  $1,8 \text{ g/cm}^3$ . Wymienione w normie własności zapewniają wykonanie cieczy zawiesinowej o zakładanej gęstości potrzebnej do skutecznego przeprowadzenia procesu flotacji, oraz wydajne wykorzystanie obciążnika z jak najmniejszymi stratami w warunkach pracy w obiegach zamkniętych.

Skład ziarnowy powinien zawierać się w granicach z tolerancją  $\pm 15\%$  dla każdej klasy ziarnowej podanej w tabeli 1.

**Tabela 1.** Skład ziarnowy magnetytu  
**Table 1.** Size distribution of magnetite

Klasa [mm]	Udział [%]
>0,15	0,0 ÷ 15,0
0,15 – 0,06	15,0 ÷ 40,0
0,06 – 0,04	25,0 ÷ 30,0
< 0,04	20,0 ÷ 50,0

## 4. Badanie właściwości zendr powalcowniczych z przeznaczeniem do tworzenia cieczy ciężkiej

### 4.1. Wybór materiałów do badań

Do badań właściwości zendr walcowniczych wybrano zendry powalcownicze niezaolejone, ponieważ nawet drobnoziarniste zendry zaolejone z uwagi na stwierdzone na wstępie badań słabe właściwości hydrofilowe, nie tworzą zawiesiny w wodzie, a znaczna część materiału pozostawia na powierzchni wody niezwilżalną warstwę. Wykorzystanie zaolejonej zendry, jako obciążnika do cieczy ciężkiej zawiesinowej powinno być zatem poprzedzone procesem jej odolejania, np. poprzez wypalenie z niej olejów i ropopochodnych, względnie ich chemiczną ekstrakcję lub zastosowanie procesów połączonej obróbki chemicznej i metod fizycznych. Jako materiału porównawczego w stosunku do niezaolejonych zendr powalcowniczych użyto szwedzkiej rudy magnetytowej stosowanej w KWK Chwałowice i Rydułtowy, a w przypadku badań własności magnetycznych dodatkowo wykorzystano spektralny magnetyt.

### 4.2. Analiza składu chemicznego materiału do tworzenia cieczy ciężkiej zawiesinowej

W tabeli 2 zestawiono wyniki badań składu chemicznego próbek dwóch rodzajów zendr powalcowniczych i szwedzkiej rudy magnetytowej.

Z danych wynika, że zarówno niezaolejone zendry powalcownicze jak i magnetyty szwedzkie posiadają w swym składzie chemicznym udział składników magnetycznych (tlenków żelazowo-żelazawych) powyżej 90%, spełniają zatem wymagania dla składu chemicznego materiału do

tworzenia zawieszinowej cieczy ciężkiej. Zawartość i rodzaj zanieczyszczeń zarówno w powalcowniczej zendrze jak i w magnetytach jest podobny. Z badań składu chemicznego niezaolejonych zendr powalcowniczych i magnetytów szwedzkich wynika, zatem że odpad w postaci zendry powalcowniczej może pod tym względem zastąpić importowany magnetyt.

**Tabela 2.** Skład chemiczny zendr powalcowniczych i magnetytu szwedzkiego  
**Table 2.** Chemical analysis of scale and magnetite from Sweden

Składnik	Skład chemiczny materiału, %			
	Droboziarnista zendra powalcownicza	Gruboziarnista zendra powalcownicza	Magnetyt szwedzki z KWK Chwałowice	Magnetyt szwedzki z KWK Rydułtowy
Fe <sub>m</sub>	0,000	0,000	0,000	0,000
Fe <sub>c</sub>	66,830	67,210	65,110	66,020
FeO	39,200	38,400	24,500	25,600
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	51,970	54,670	67,130	66,470
SiO <sub>2</sub>	0,790	0,070	0,390	0,460
CaO	0,370	0,010	0,110	0,070
MgO	0,050	0,310	0,140	0,070
MnO	0,580	0,250	0,060	0,060
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,050	0,220	0,170	0,090
TiO <sub>2</sub>	0,021	0,056	0,336	0,233
SO <sub>3</sub>	0,001	0,001	0,001	0,001
Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,120	0,080	0,030	0,030
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,008	0,018	0,001	0,001
Alkalia	0,024	0,077	0,270	0,019
Straty prażenia, %	+ 3,78	+ 2,80	+2,36	+2,58

#### 4.3. Analiza gęstości materiału do tworzenia cieczy ciężkiej zawieszinowej

W tabeli 3 zestawiono wyniki badań gęstości rzeczywistej próbek zendr powalcowniczych i szwedzkiej rudy magnetytowej. Analizę wykonano według normy PN/EN 993-2: 1997. We wszystkich analizowanych próbkach materiałów średnia gęstość rzeczywista przekraczała zalecaną wartość gęstości dla materiału na obciążnik zawieszinowej cieczy ciężkiej, wynoszącą 4,0 g/cm<sup>3</sup>. Uzyskane wartości gęstości rzeczywistej dla zendr powalcowniczych były na poziomie 4,92–4,93 g/cm<sup>3</sup> i były w niewiele niższe od uzyskanego dla magnetytów szwedzkich, dla których gęstość



wynosiła 4,959–5,086 g/cm<sup>3</sup>. Niewielkie różnice w gęstościach rzeczywistych badanych materiałów są spowodowane małą ilością zanieczyszczeń, co wykazały wcześniej badania składu chemicznego.

**Tabela 3.** Gęstość zendr powalcowniczych i magnetytu szwedzkiego

**Table 3.** Density of scale and magnetite from Sweden

Badanie	Rodzaj próbki			
	Drobnoziarnista zendra powalcownicza	Gruboziarnista zendra powalcownicza	Magnetyt szwedzki z KWK Chwałowice	Magnetyt szwedzki z KWK Rydułtowy
Średnia gęstość, g/cm <sup>3</sup>	4,922	4,930	4,959	5,086

#### 4.4. Analiza sitowa materiału do tworzenia cieczy ciężkiej zawiesinowej

W tabeli 4. zestawiono wyniki analizy sitowej próbek zendr powalcowniczych i szwedzkiej rudy magnetytowej.

**Tabela 4.** Analiza sitowa zendr powalcowniczych i magnetytu szwedzkiego.

**Table 4.** Size distribution of scale and magnetite from Sweden

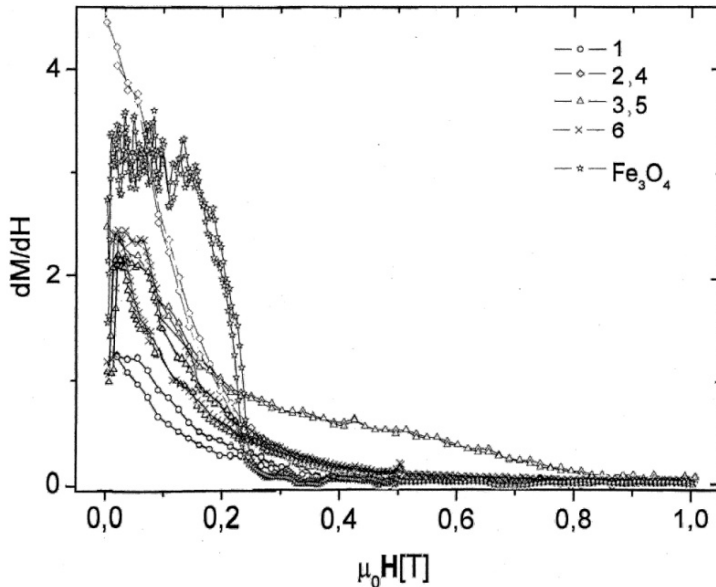
Wielkość ziaren, mm	Udział klasy ziarnowej, %			
	Drobnoziarnista zendra powalcownicza	Gruboziarnista zendra powalcownicza	Magnetyt szwedzki z KWK Chwałowice	Magnetyt szwedzki z KWK Rydułtowy
>6,0	0	0	0	0
5,0–6,0	0	0	0	0
4,0–5,0	0	0	0	0
3,0–4,0	0	0	0	0
2,0–3,0	0	0	0	0
1,0–2,0	0,2	0	0,3	0,3
0,5–1,0	0,2	0,2	0,4	0,2
0,25–0,5	3,3	7,5	0,9	1,0
0,16–0,25	16,2	15,6	6,4	14,3
0,125–0,16	5,6	18,0	10,3	15,8
0,09–0,125	13,3		13,9	25,3
0,063–0,09	13,8	20,8	45,5	28,3
0,04–0,063	17,5	37,9	15,2	11,8
<0,04	29,9		7,1	3,0

Z uwagi na fakt, że zarówno drobno jak i gruboziarnista zendra posiadają niejednorodne i zmienne wielkości ziaren w zależności od miejsca pobrania odpadu, próbki zendr powalcowniczych w warunkach laboratoryjnych poddano rozdrobnieniu w młynie kulowym starając się uzyskać wymaganą dla materiału na obciążnik cieczy ciężkiej klasę ziarnową poniżej 0,16 mm. Tak przygotowane próbki zendr porównano pod względem uziarnienia z magnetytami szwedzkimi. Próbki magnetytów szwedzkich posiadają udział klasy ziarnowej powyżej 0,16 mm na poziomie niższym od 2%, natomiast w przygotowanych próbkach zendr powalcowniczych udział klasy ziarnowej powyżej 0,16 mm wynosił 3,7–7,7%, a więc we wszystkich badanych próbkach materiałów udział klasy ziarnowej powyżej 0,16 mm nie przekraczał zalecanej dla obciążnika wartości 10%. Podczas mielenia próbek zendr powalcowniczych stwierdzono, że łatwo ulegają one rozdrobnieniu, jednak fakt ten jest powodem powstania zbyt dużego udziału podziarna, co w warunkach przemysłowego ich stosowania może być przyczyną nadmiernego zużycia obciążnika.

#### **4.5. Analiza właściwości magnetycznych materiału do tworzenia cieczy ciężkiej**

Pomiary właściwości magnetycznych próbek przeprowadzono za pomocą magnetometru wibracyjnego "Lake Shore". Miały one na celu wyznaczenie podatności magnetycznej próbek  $\chi = dM/dH$  od przyłożonego pola magnetycznego. Pomiary wykonano w temperaturze pokojowej, a ziarna próbek były umieszczone luźno w uchwycie na próbki i mogły się swobodnie obracać. Te warunki imitują pracę separatora magnetycznego. Wykresy zależności podatności magnetycznej  $\chi = dM/dH$  od przyłożonego pola magnetycznego przedstawiono na rysunku 1. Największe wartości podatności magnetycznej w zakresie małych pól wykazuje traktowana jako wzorzec próbka proszkowego stechiometrycznego magnetytu. Nieco niższą od próbki wzorcowej podatność magnetyczną wykazują próbki 2 i 4, czyli magnetytu szwedzkiego. Wartości podatności magnetycznej dla próbek grubej zendry powalcowniczej oznaczone na rysunku 1 numerami 3, 5 i 6 są nieco poniżej wartości uzyskanych dla próbek magnetytu szwedzkiego. Najniższe wartości podatności magnetycznej uzyskano dla próbki drobnej zendry powalcowniczej – próbka 1. Na tym etapie badań nie można jednoznacznie stwierdzić czy uzyskany poziom podatności magnetycznej dla drobnej zendry eliminuje ten materiał jako obciążnik. Można przypuszczać, że ziarna drobnej zendry za-

wierać mogą kryształy o momentach magnetycznych antyrównoległych, ale wymaga to prowadzenia dodatkowych badań [18, 19].



**Rys. 1.** Podatność magnetyczna  $dM/dH$  dla próbek zendr oraz magnetytu  
**Fig. 1.** Magnetic susceptibility  $dM/dH$  for scale nad magnetite

## 5. Podsumowanie

Przeprowadzone badania możliwości zastosowania niezaolejonej zendry powalcowniczej, jako obciążnika do tworzenia zawieszinowej cieczy ciężkiej stosowanej w procesach rozdzielania skały płonnej od węgla kamiennego, polegały na porównaniu składu chemicznego, średniej gęstości rzeczywistej, uziarnienia i podatności magnetycznej drobno i grubo ziarnistej niezaolejonej zendry powalcowniczej z próbkami szwedzkiego magnetytu stosowanego w kopalniach węgla kamiennego. W ich wyniku stwierdzono, że pod względem składu chemicznego, średniej gęstości rzeczywistej niezaolejone zendry powalcownicze tylko w niewielkim stopniu różnią się od magnetytu szwedzkiego. Wykazane gęstości rzeczywiste zendr powalcowniczych odpowiadają wymaganiom dla obciążnika do tworzenia cieczy ciężkiej. Badanie uziarnienia próbek zendr powalcowniczych wykazały, że możliwe jest uzyskanie dla mate-

riału na obciążnik do tworzenia zawieszinowej cieczy ciężkiej wymaganej wielkości ziarn i w miarę równomiernie rozłożonych udziałach w poszczególnych zakresach ich wielkości. Badanie na podatność magnetyczną próbek zendr wykazały niższe wartości w porównaniu do magnetytów szwedzkich, przy czym dla próbek grubej zendry powalcowniczej różnica ta jest niewielka i materiał ten może być zastosowany do tworzenia cieczy ciężkiej. Najniższą podatność magnetyczną cechuje próbki drobnej zendry powalcowniczej. Nie można jednak jednoznacznie stwierdzić czy uzyskany poziom podatności magnetycznej dla drobnej zendry powalcowniczej eliminuje ten materiał, jako obciążnik do tworzenia zawieszinowej cieczy ciężkiej. Wymaga to przeprowadzenia dodatkowych badań. Badania wykazały, że możliwe jest zastąpienie magnetytu szwedzkiego przez niezaolejona zendrę powalcowniczą. Dalsze badania będą prowadzone nad wykorzystaniem do tego celu uciążliwego ekologicznie odpadu, jakim jest zaolejona zendra powalcownicza.

## Literatura

1. **Piecuch T., Kawa J., Sikora B., Barańska-Radzikowska A., Radzikowski W., Anielak A.M.:** *Możliwość utylizacji pyłów podymnicowych w stanie suchym oraz wielkopieczowych w stanie suchym i mokrym w Hucie Kościuszko*. Zlecenie z dnia 29.01.1980. Nr MZ 21/PP/3749/S21/1980 wystawione przez Hutę Kościuszko, do Zespołu Rzeczoznawców SITG w Katowicach zarejestrowane pod numerem 269/1980. Maszynopis. Stron 46. Tablic 13.
2. **Piecuch T.:** *Koncepcja utylizacji pyłów pohnicznych do budowy cieczy ciężkiej*. Materiały Konferencyjne. II Konferencja Naukowa Instytutu Inżynierii Ładowej (na prawach Wydziału) Politechniki Częstochowskiej. Jubileusz 60-letniej rocznicy urodzin i 30-letniej działalności naukowo-badawczej prof. zw. dr inż. Józefa Adama Ledwonina. 123–126. Częstochowa październik 1981.
3. **Piecuch T., Siwiec-Dąbrowska L., Anielak A.M.:** *Próba utylizacji powielkopieczowych odpadowych pyłów metalurgii czarnej do budowy zawieszinowych cieczy ciężkich na przykładzie Huty Kościuszko*. XVI Krakowska Konferencja Naukowo-Techniczna Przeróbki Kopalni. Zbiór Referatów. 35–46 (1982).
4. **Piecuch T., Barańska-Radzikowska A., Latos E.:** *Możliwość a celowość utylizacji pyłów powielkopieczowych hutnictwa żelaza*. Zeszyty Naukowe Politechniki Częstochowskiej. Seria Nauki Podstawowe. Nr 22. Rok 1982. 5–20.

5. **Piecuch T., Siwiec-Dąbrowska L.:** *Koncepcja techniczno-ekonomiczna możliwości utylizacji wielkopieczowych pyłów gardzielowych z mokrego oczyszczenia gazów.* HUTNIK Nr 5. Rok 1983. 174–176.
6. **Piecuch T., Siwiec-Dąbrowska L.:** *Badania nad możliwością i celowością zastosowania pyłów pohnitcznych do budowy zawieszinowych cieczy ciężkich.* Instytut Inżynierii Ładowej na Prawach Wydziału. Zakład Technologii Ścieków i Utylizacji Odpadów. Politechnika Częstochowska. Praca Naukowo-Badawcza. BZ-XXI- 2/1983/S. Zleceniodawca Główny Instytut Górnictwa Katowice – zlecenie z dnia 13.02.1983. Nr 13/36/021211945/83-DTE. Maszynopis. Stron 103. Tablic 23.
7. **Piecuch T. i Zespół (łącznie 15 osób):** Aneks pt. Próba przemysłowa jako załącznik do pracy pt. Badania nad możliwością i celowością zastosowania pyłów pohnitcznych do budowy zawieszinowych cieczy ciężkich. Nr BZ XXI-2/1983/S Zakład Technologii Ścieków i Utylizacji Odpadów. Instytut Inżynierii Sanitarnej Politechnika Częstochowska. Rok 1984, Stron 10. Tablic 4.
8. **Piecuch T., Dąbrowski J.:** *Badania technologiczne nad możliwością zawrócenia szlamowych odpadów do procesu wielkopieczowego na przykładzie Huty Szczecin.* HUTNIK Nr 9. Rok 1993. 287–292.
9. **Piecuch T.:** *Restrukturyzacja czy likwidacja polskiego hutnictwa żelaza-skutki gospodarcze i ekologiczne.* Kwartalnik PAN – Gospodarka Surowcami Mineralnymi. Zeszyt Nr 4. Rok 1994.
10. **Piekarski J.:** *Jubileusz 35-lecia pracy zawodowej, społecznej prof. dr hab. inż. Tadeusza Piecucha.* Rocznik Ochrona Środowiska Tom 6. Rok 2004. 240 (2004).
11. **Osadnik Z.:** *Wydzielanie związków żelaza z popiołów lotnych.* XVI Krakowska Konferencja Naukowo-Techniczna Przeróbki Kopalin. Zbiór Referatów. 29–34. Kraków październik 1982.
12. **Wcisło Z., Stachura R., Pasierb J.:** *Utylizacja zaolejonych powalcowanych mulków zgorzelinowych* Hutnik – Wiadomości Hutnicze. Nr 10. 391–393 (2002).
13. **Łędzki A., Stachura R., Wcisło Z.:** *Zagospodarowanie wybranych odpadów hutniczych w produkcji grudek stanowiących wsad do wielkiego pieca.* Materiały V Konferencji Naukowej – Odpady 2003. 58–66. Zakopane 29–31 maj 2003.
14. **Łędzki A., Stachura R., Wcisło Z.:** *Sposób przetwarzania odpadów hutniczych.* Patent nr P-353 427 B1 z dnia 20.10.2007.
15. **Łędzki A, Wcisło Z, Stachura R., Klimczyk A., Bernasowski M.:** *Opracowanie i wdrożenie technologii przetwarzania odpadowych pyłów i szlamów metalurgicznych na komponenty wsadowe do procesów hutniczych i produkcji cementu.* Projekt celowy Nr 6 T08 2004 C/06393, realizacja w 2004–2007, niepublikowane.

16. Polska Norma PN-92/G-04601.
17. Polska Norma PN/EN 993-2: 1997.
18. **Łędzki A., Sanak-Rydlowska S., Tora B., Mazurkiewicz M., Stachura R., Wcisło Z., Klimczyk A., Bernasowski M.:** *Możliwości zastosowania żendry powalcowniczej jako obciążnika cieczy ciężkiej* (w) „Teoretyczne i praktyczne problemy zagospodarowania odpadów hutniczych i przemysłowych” XIII Międzynarodowa Konferencja Naukowa. 29–36. Zakopane 2011. ISBN 978-83-928069-8-1.
19. **Tora B., Kurzac M., Tajchman Z.:** *Badanie możliwości uzyskania pigmentów żelazowych z odpadów metalurgicznych*. Rocznik Ochrona Środowiska Tom 11 Rok 2009 cz. 1. 571–582. Koszalin 2009.

## Method of Metallurgical Waste Scale-utilization

### Abstract

The project aims to develop technologies for the production of a sinker for heavy media (used in gravity separation of the minerals) on the basis of metallurgical wastes. Research includes the study of physicochemical properties of waste as a sinker, and the development of technology to modify these properties. The technology will be waste-less. Annual requirements of the sinker is approximately 15 thousand tons, and is met by imports. The product, which will result from the realization and implementation of the project will replace the imported raw material.

In the years 1980–1985 prof. Tadeusz Piecuch with his team [1–8] conducted research and developed the technology and logistics of implementation of the mill waste sludge from wet cleaning of exhausts from blast furnace in Kosciuszko Ironworks for making a heavy liquid suspension. Industrial test of possibility of implementation of heavy liquid made from waste was carried out in Piast coal mine in Bieruń Nowy from 30.08.1984 to 08.09.1984. An attempt is successful [7].

In this publication, the authors from AGH Krakow come back to this issue at the beginning of the third century [12–15, 18, 19].



## Usuwanie ortofosforanów ze ścieków syntetycznych o niskim pH z wykorzystaniem metody roztwarzania metali i elektrokoagulacji

*Izabela Wysocka, Wojciech Ładuch*  
*Uniwersytet Warmińska-Mazurski, Olsztyn*

### 1. Wstęp

Bardzo ważne jest aby metody oczyszczania ścieków – bez względu na to czy mają charakter biologiczny czy fizyczno-chemiczny ciągle udoskonalać, a także szukać nowych, lepszych rozwiązań. Poprzez lepsze rozwiązania, należy rozumieć metody bardziej efektywne, ale też tańsze, by mogły być stosowane na szeroką skalę.

Główny nacisk w oczyszczaniu ścieków kładzie się na usuwanie związków biogenych – azotu i fosforu. W ostatnich latach bardzo szeroko rozwinęły się metody oparte na procesach biologicznych. Są one wysoce skuteczne, ale wymagają dużej dyscypliny prowadzenia procesów [3]. Niestety nie zawsze gwarantują osiągnięcie zadawalających wyników. Dlatego często procesy biologiczne wspomagane są procesami fizyczno-chemicznymi, np. procesami koagulacji [3]. Najbardziej rozpowszechnione są metody koagulacji oparte na dozowaniu soli takich metali jak glin czy żelazo.

Jednym z częstych powodów stosowania procesu koagulacji ścieków solami metali jest osiągnięcie prawidłowego poziomu zawartości związków fosforu w oczyszczonych ściekach. Mechanizm usuwania ich ze ścieków tą metodą jest dość skomplikowany. Wprowadzane do ścieków sole żelaza lub glinu będą z pewnością powodowały wytrącanie się fosforanów, ale również powodując destabilizację istniejących w ściekach układów koloidalnych (w tym zawierających związki fosforu) umożliwiają ich aglomerację a następnie oddzielenie od ścieków poprzez sedymentację, flotację czy filtrację [8].

Metody fizyczno-chemiczne, w tym koagulacja solami glinu lub żelaza, należą do metod „technologicznie dojrzałych”, o wysokiej efektywności i niskich kosztach eksploatacji, ale jak każda metoda posiada swoje wady i zalety [3, 8].

W ostatnich latach coraz większe zainteresowanie budzą metody oparte na wykorzystaniu metali na 0 stopniu utlenienia, w tym szczególnie metoda elektrokoagulacji.

Metoda elektrokoagulacji z użyciem elektrod glinowych i aluminiowych została opatentowana w USA w 1909 roku. Na dużą skalę zastosowano ją po raz pierwszy w procesach uzdatniania wody do picia w 1946 roku [1, 6].

Obecnie metoda elektrokoagulacji jest stosowana z powodzeniem w celu eliminacji wielu różnych problemów w tym: usuwanie zabarwienia, związków koloidalnych, zanieczyszczeń organicznych, arsenu, chromu (VI), boru, jonów fluorkowych, związków fenolowych, związków fosforu, zanieczyszczeń petrochemicznych w ściekach przemysłowych, lub w procesach klarowania wody do picia [3].

Oprócz metody elektrokoagulacji wykorzystującej żelazo lub glin na 0 stopniu utlenienia, pojawia się zainteresowanie metodami bazującymi na zjawiskach korozyjnych. Tego typu metody różnią się od metody elektrokoagulacji brakiem konieczności stosowania źródła prądu zewnętrznego. Żelazo na 0 stopniu utlenienia znajduje zastosowanie podczas oczyszczania ścieków pochodzących z koksowni [4], przemysłu tekstylnego [13], czy nawet ścieków bytowo-gospodarczych [7].

Do metod wykorzystujących żelazo na „0” stopniu utlenienia należy również metoda roztwarzania metali, wykorzystująca procesy korozyjne elektrod, zachodzące w ściekach [9–12].

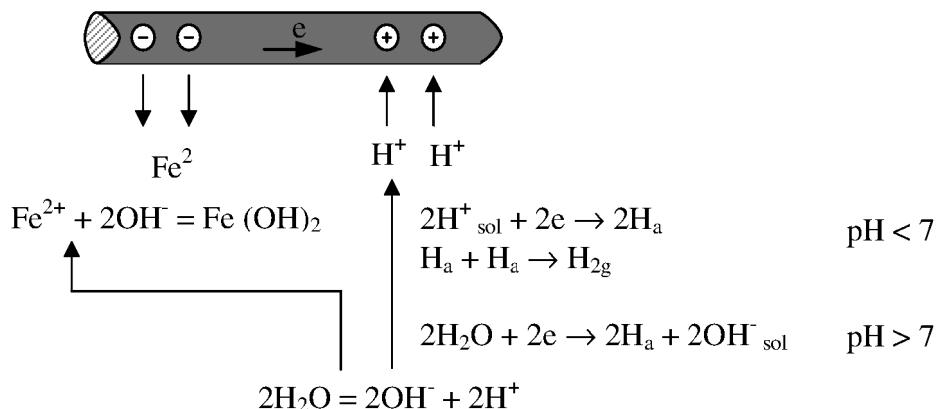
Jeśli elektrody wykonane są ze stali, do roztworu przedostają się jony żelaza, zgodnie ze schematem na rysunku 1.

Następnie, podobnie jak w innych wyżej wymienionych metodach fizyczno-chemicznych, jony żelaza odpowiadają za oczyszczanie ścieków z poszczególnych zanieczyszczeń.

W ramach niniejszego artykułu autorzy porównują efektywność oczyszczania ścieków w procesie elektrokoagulacji i przy użyciu metody roztwarzania metali, opartej na wykorzystaniu żelaza na zerowym stopniu utlenienia, pod względem skuteczności usuwania związków fosforu (ortofosforanów). Dodatkowym parametrem porównawczym jest pH



ścieków po procesie oczyszczania, oraz zawartość wtórnego zanieczyszczenia ścieków związkami żelaza.



**Rys. 1.** Korozja żelaza w wodach nie zawierających tlenu

**Fig. 1.** Iron corrosion scheme in anaerobic water solutions

## 2. Metodyka

### 2.1. Opis stanowiska badawczego

Stanowisko do badań składało się z sześciu reaktorów podzielonych na dwie grupy po trzy reaktory. Każdy reaktor składał się ze zlewki o pojemności 2,5 dm<sup>3</sup> oraz wypełnienia – 10 stalowych elektrod – pięciu ze stali nierdzewnej (katody) oraz pięciu ze stali czarnej (anody). Pierwsza grupa pracowała bez przyłożonego napięcia, druga pracowała z przyłożonym napięciem 1,5 V (natężenie prądu na poziomie 0,1 A) prądu stałego.

Elektrody ułożone były naprzemiennie i oddalone od siebie o 5 mm. Powierzchnia zanurzonych części elektrod wynosiła 1414 cm<sup>2</sup>. Elektrody stalowe w reaktorach wykorzystujących metodę roztwarzania metali, połączono drutem miedzianym, by zapewnić przepływ prądu pomiędzy elektrodami.

W celu zapewnienia odpowiedniej cyrkulacji ścieków zastosowano mieszadła magnetyczne obracające się z prędkością około 150 obrotów na minutę.

## **2.2. Rodzaj zastosowanych ścieków**

Materiał badawczy stanowiły ścieki sporządzone na bazie wody wodociągowej z dodatkiem diwodorofosforanu (V) potasu ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ), pH ścieków korygowano kwasem azotowym (V) – ( $\text{HNO}_3$ ), i/lub zasadą sodową ( $\text{NaOH}$ ). Do badań zastosowano ścieki o odczynie 3 pH i zawartości fosforu  $10,5 \text{ mg P/dm}^3$ .

## **2.2. Zastosowane metody analityczne i statystyczne**

Przed przystąpieniem do wykonywania analiz, ścieki były sączone przez sączki o średniej twardości. Oznaczenia (ortofosforany i żelazo ogólne) przeprowadzano metodą kolorymetryczną z użyciem spektrofotometru i gotowych zestawów odczynników. Odczyn określano przy użyciu pH-metru. Wyniki pomiarów z tej samej grupy reaktorów przedstawiono jako średnią arytmetyczną.

## **3. Omówienie wyników**

Szerokie zainteresowanie metodami fizyczno-chemicznymi oczyszczania ścieków wiąże się w dużej mierze z niskimi kosztami inwestycyjnymi oraz z dużo łatwiejszą obsługą tego typu systemów. W procesach podczyszczania ścieków przemysłowych, do metod coraz szerzej stosowanych zalicza się elektrokoagulację [6]. Inną pokrewną metodą jest wykorzystanie żelaza na „0” stopniu utlenienia.

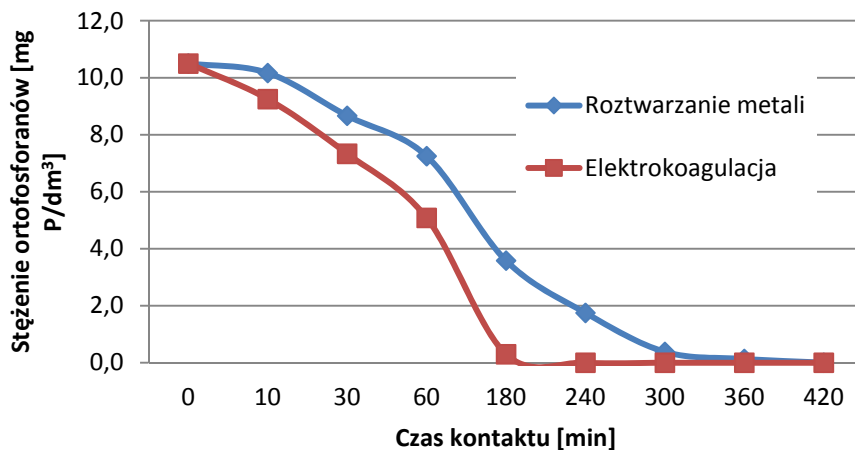
Istotą przedstawionych w niniejszym artykule badań, było porównanie usuwania ortofosforanów ze ścieków syntetycznych, w reaktorach ze stalowym wypełnieniem, w procesie roztwarzania metali oraz z zastosowaniem elektrokoagulacji. Badania prowadzono w środowisku kwaśnym. Dodatkowo badano zawartość żelaza oraz zmiany pH w ściekach podczas przebiegających procesów.

Wykorzystana w pracy metoda roztwarzania metali opiera się na wprowadzaniu do roztworu jonów metali na drodze procesów korozyjnych zachodzących w środowisku ścieków (wykorzystanie żelaza na „0” stopniu utlenienia). Przedostający się do roztworu metal powoduje wytrącanie i sorpcję związków fosforu [2]. Jeżeli przedostawanie się jonów metalu wspomagane jest użyciem prądu elektrycznego do czynienia mamy z procesem elektrokoagulacji [5].

Usuwanie fosforu z wykorzystaniem procesów korozji lub elektrokoagulacji jest ściśle powiązane z ilością jonów metalu, która z materiału anodowego przejdzie do roztworu. Im większa ilość żelaza przechodzi do roztworu, tym więcej tlenków i wodorotlenków żelaza zdolnych do wytrącania i sorpcji fosforu może wytworzyć się w roztworze. Nie zapewnia to jednak usunięcia fosforu ze ścieków, a jedynie zmianę jego formy występowania. Usunięcie następuje dopiero po oddzieleniu wytrąconych form ze ścieków. W zależności od tego z jaką dokładnością zostaną usunięte zawiesiny, taki będzie efekt końcowy procesu.

Zarówno metoda elektrokoagulacji oraz metoda roztwarzania metali zapewnia usuwanie fosforu z oczyszczanych ścieków zgodnie z podobnymi mechanizmami. Odmienność procesów polega na sposobie wprowadzania metalu do ścieków.

Mimo podobieństw mechanizmów, zaobserwowano znaczną różnicę w szybkości usuwania ortofosforanów ze ścieków. Stężenie ortofosforanów w reaktorach, gdzie zachodziła elektrokoagulacja, malało szybciej niż w reaktorach wykorzystujących metodę roztwarzania metali (rys. 2).



**Rys. 2.** Stężenie ortofosforanów w ściekach w procesach: roztwarzania metali i elektrokoagulacji

**Fig. 2.** Concentration of orthophosphates in sewage in the processes: the metal digestion and the electrocoagulation

W przypadku badań przy odczynie wyjściowym 3 pH, po 10 minutach, średnie stężenie fosforu w reaktorach wykorzystujących Fe „0” zmniejszyło się o 3,1%, natomiast w reaktorach w których prowadzono elektrokoagulację już o 11,9%. Po godzinie wartości te wynosiły odpowiednio 31,0% i 51,6%. Trzygodzinny czas prowadzenia doświadczenia zapewnił spadek stężenia fosforu w reaktorach oczyszczających ścieki metodą roztwarzania metali o 65,9%, a w procesie elektrokoagulacji aż o 97,1%. Całkowite („0 analityczne”) usunięcie fosforu osiągnięto w przypadku metody roztwarzania metali po 420 min trwania doświadczenia, a w przypadku elektrokoagulacji po upływie 240 min (rys. 2).

Podobne badania przeprowadziły Wysocka i Giza [9] ze ściekami syntetycznymi o początkowym stężeniu 1,5 mg P/dm<sup>3</sup>. Tutaj również efektywniejsza była metoda elektrokoagulacji, przy zastosowaniu niskiego natężenie prądu rzędu 0,7 A. Efekty usuwania fosforu były porównywalne dla obu metod po 120 min trwania doświadczenia.

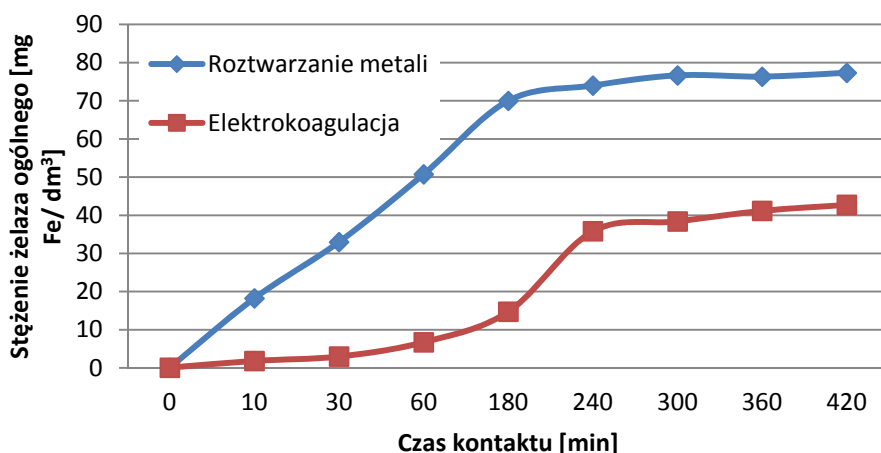
Różnica w szybkości usuwania fosforu pomiędzy elektrokoagulacją a metodą roztwarzania metali jest znacząca, ale w przypadku metody roztwarzania metali nie wykorzystuje się prądu, co znacznie zmniejsza koszty procesu oczyszczania.

Podczas prowadzonego doświadczenia podjęto również badania mające na celu określenie wielkości efektu wtórnego zanieczyszczenia ścieków związkami żelaza (w toni ścieków po procesie oczyszczania pozostaje „niewykorzystana” część żelaza).

Analiza zawartości żelaza podczas procesu oczyszczania ścieków w/w metodami przedstawiona została na rys. 3. Przedstawia ona zawartość żelaza występującego w formie rozpuszczonej, lub w formie koloidalnej. Jest to ta część związków i jonów żelaza, która potencjalnie nie zostanie zatrzymana w procesach sedymentacji, flotacji czy filtracji stosowanych podczas oczyszczania ścieków. Usunięcie jej wymaga dodatkowych zabiegów np. procesów napowietrzania lub dłuższego czasu zatrzymania zapewniającego możliwość aglomeracji koloidów.

Początkowe stężenie żelaza ogólnego w badanych ściekach wynosiło 0,08 mg Fe/dm<sup>3</sup>. Zaskakujące jest to, że stężenie żelaza w reaktorach wykorzystujących roztwarzanie metali wzrastało szybciej niż w reaktorach wykorzystujących elektrokoagulację (rys. 3.) Wydawać by się mogło, że proces elektrokoagulacji intensyfikujący roztwarzanie żelaza do ścieków spowoduje znacznie większe ilości tego pierwiastka

w oczyszczonych ściekach. Problem jest jednak bardziej złożony, związany jest między innymi ze zdolnością koloidów zawierających żelazo do aglomeracji i tworzenia skupisk, które mogą zostać usunięte w procesach sedymentacji, filtracji lub flotacji. Ilość żelaza niewykorzystanego (a więc stanowiącego wtórne zanieczyszczenie) zależy będzie od wielu czynników m.in. obciążenia hydraulicznego, rodzaju zastosowanych ścieków, rodzaju wypełnienia, temperatury i pH ścieków [12]. Pomocnym może okazać się napowietrzanie ścieków, które ogranicza zjawisko wtórnego zanieczyszczenia ścieków, oraz przyczynia się do poprawienia końcowego efektu usuwania fosforu [10].

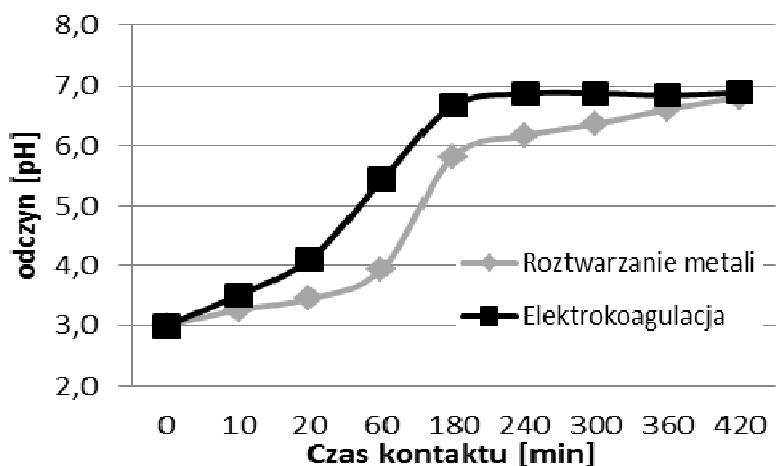


**Rys. 3.** Stężenia żelaza ogólnego w ściekach w procesach: roztwarzania metali i elektrokoagulacji

**Fig. 3.** Concentration of general iron in sewage in the processes: the metal digestion and the electrocoagulation

Kolejnym aspektem badanym przez autorów były zmiany pH oczyszczanych ścieków.

Przebieg krzywych obrazujących zmiany wartości pH podczas procesu oczyszczania jest podobny w obu typach reaktorów. Należy jednak zaznaczyć, że w reaktorach wykorzystujących elektrokoagulację wartości pH były nieco wyższe (rys. 4). Wzrost wartości pH w oczyszczanych ściekach związany był z tworzeniem się związków chemicznych o charakterze zasadowym (tlenki i wodorotlenki żelaza).



**Rys. 4.** Zmiany odczynu ścieków w procesach: roztwarzania metali i elektrokoagulacji

**Fig. 4.** Changes pH in the processes: the metal digestion and the electrocoagulation

#### 4. Podsumowanie

Oczyszczanie ścieków metodą roztwarzania metali może konkurować z metodą opartą na elektrokoagulacji. Zależy to od rodzaju zastosowanych ścieków. W przypadku ścieków o odczynie silnie kwaśnym (około 3 pH) sprawność usuwania fosforu przy użyciu metody roztwarzania metali jest bardzo wysoka – pozwala osiągnąć praktycznie całkowite usunięcie związków zawierających fosfor. Jest to jednak metoda wymagająca dłuższego czasu zatrzymania ścieków w kontakcie z wypełnieniem, niż metoda elektrokoagulacji.

Dodatkowy problem może stanowić wtórne zanieczyszczenie ścieków żelazem. W przypadku elektrokoagulacji efekt ten jest znacznie mniejszy. Jeśli po procesie roztwarzania metali zastosowany zostanie np. proces napowietrzania, wówczas problem wtórnego zanieczyszczenia związkami żelaza nie powinien być znaczący.

Analiza składu ścieków podczas procesu oczyszczania metodą elektrokoagulacji i metodą roztwarzania metali wskazuje na wzrost pH ścieków do wartości ok 7 pH, co jest efektem pożądanym ze względu na dalsze procesy oczyszczania ścieków.

## Literatura

1. **Chen G.:** *Electrochemical technologies in wastewater treatment*. Sep. Purif. Technol 38, 11–41 (2004).
2. **Duana J., Gregoryb J.:** *Coagulation by hydrolysing metal salts*. Advances in Colloid and Interface Science 100–102, 475–502 (2003).
3. **Simate, G.S., Cluett, J., Iyuke, S.E., Musapatika, E.T., Ndlovu, S., Walubita, L.F., Alvarez, A.E.:** *The treatment of brewery wastewater for reuse: state of the art*. Desalination 273, 235–247 (2011).
4. **Lai P., Zhao H., Wang Ch., Ni J.:** *Advanced treatment of coking wastewater by coagulation and zero-valent iron processes*. Journal of Hazardous Materials 147, 232–239 (2007).
5. **Mollah1 M. Y. A., Schennach R., Parga J.R., Cocke D. L.:** *Electrocoagulation (EC) — science and applications*. Journal of Hazardous Materials B84, 29–41 (2001).
6. **Sengila I.A., Ozacar M.:** *Treatment of dairy wastewaters by electrocoagulation using mild steel electrodes*. Journal of Hazardous Materials B137, 1197–1205 (2006).
7. **Schönborn A. Züst B. Underwood E.:** *Long Term Performance of the Sand-Plant-Filter Schattweid Switzerland*. Wat. Sci. Tech. 35 (5), 307–314 (1997).
8. **Simate G.S., Cluett J., Iyuke S.E., Musapatika E.T., Ndlovu S., Walubita L.F., Alvarez A.E.:** *The treatment of brewery wastewater for reuse: state of the art*. Desalination 273, 235–247 (2011).
9. **Wysocka I., Giza M.N.:** *Porównanie efektów usuwania ortofosforanów ze ścieków metodą elektrokoagulacji i metodą roztwarzania*. Rocznik Ochrona Środowiska 13, 1915–1925 (2011).
10. **Wysocka I., Kościelniak T.:** *Wpływ napowietrzania na efektywność usuwania fosforu ze ścieków metodą roztwarzania metali*. Inżynieria Ekologiczna 24, 154–163 (2011).
11. **Wysocka I., Krzemieniewski M.:** *The effects of total phosphorus and orthophosphates removal with the method of metals solubilisation on steel, aluminum, and mixed media*. Polish Journal of Natural Science 22 (4), 670–678 (2007).
12. **Wysocka I.:** *The problem of secondary contamination of sewage with iron compounds during the process of sewage treatment with the method of metal dissolution*. Polish Journal of Environmental Studies, Series of Monographs 4, 81–84 (2009).
13. **Yang H., Jing-Feng G., Fang-Qing F., Cheng L., Yong-Zhen P., Shu-Ying W.:** *The comparative study on the rapid decolorization of azo, anthraquinone and triphenylmethane dyes by zero-valent iron*. Chemical Engineering Journal 179, 8–18 (2012).

## **Orthophosphates Removal from Synthetic Sewage with Low pH Using the Electrocoagulation and the Metal Digestion Method**

### **Abstract**

Unquestionably, effective methods of phosphorus compound removal include precipitation methods. These methods include: electrocoagulation and the experimental metal digestion method.

Metal solution and electrocoagulation in this paper use corrosion effect of steel plates to cause iron ions to get through into the synthetic wastewater. Iron ions that are present in solution induce deposition and sorption of phosphate compounds, which subsequently are removed. The real mechanism is quite complicated and consists of transforming phosphorus compounds into insoluble forms, and then separating them from the sewage by flotation, sedimentation, filtration.

Electrocoagulation requires the electrical current to be connected with electrodes.

The research was conducted with usage of steel electrodes with 1414 cm<sup>2</sup> contact surface, which were corroding and releasing iron ions responsible for orthophosphate deposition. The electrocoagulation process was using a direct electrical current with intensity of 0.1 A.

Synthetic wastewater containing 10.5 mg P/dm<sup>3</sup> orthophosphorus and 3 pH was used.

The main object of this paper was to compare electrocoagulation and metal solution as methods of phosphate removal from synthetic wastewater with usage of reactors containing steel electrodes. The analysis were conducted in acidic environment. Additionally there was examined content of the iron and pH in the solution. The article presents a study into comparative tests were conducted on a laboratory scale.

The research indicates, that electrocoagulation is a method of wastewater treatment that takes less time than metal solution. Complete phosphate removal in the environment at pH 3 with electrocoagulation was achieved after 240 minutes, whereas with metal solution method it took 420 minutes. The downside of both methods is the secondary contamination of wastewater with iron ions.





## Przykładowe badania uciążliwości emisji hałasu z ciągu komunikacyjnego

*Marek Profaska, Zygmunt Korban, Rafał Kernert  
Politechnika Śląska, Gliwice*

### 1. Wstęp

Jakość egzystencji mieszkańców dużych miast zależy od wielu czynników wpływających na jakość środowiska naturalnego. Jednym z czynników środowiska wpływających na jakość życia jest emisja dźwięku generowana i emitowana z ciągów komunikacyjnych. Gdy wartość tej emisji przekracza dopuszczalne normy mówimy wtedy o takiej uciążliwości jaką jest hałas. Hałas emitowany z ciągów komunikacyjnych generowany jest przez silniki samochodowe, które wytwarzają dźwięki o niskiej częstotliwości oraz występuje w wyniku toczenia się kół pojazdów o powierzchnię jezdni i w tym przypadku hałas ma postać dźwięków o wysokiej częstotliwości [5].

Poziom hałasu drogowego jest funkcją wielu zmiennych. Zalicza się do nich: rodzaj, jakość i stan nawierzchni dróg, liczba pasów ruchu i ich odległość od zabudowy mieszkaniowej, liczba pojazdów przejeżdżających w jednostce czasu, dobową strukturę natężenia ruchu pojazdów, rodzaj samochodów i ich stan techniczny, zmienność ruchu wymuszona przez jego określoną organizację, liczba skrzyżowań regulowanych światłami, czas trwania jednego cyklu zmiany świateł [8]. Jedno jest niezaprzeczalne, że liczba przemieszczających się po ciągach komunikacyjnych miast pojazdów tak osobowych jak i ciężarowych ciągle się zwiększa, co oczywiście skutkuje zwiększającym się poziomem hałasu.

Unia Europejska przyjęła w 2002 roku dyrektywę dotyczącą podejścia UE w sprawie oceny i zarządzania poziomem hałasu w środowisku w celu ochrony zdrowia publicznego. Traktuje ona hałas jako zanieczyszczenie, wobec którego należy przyjmować takie same ogólne zasa-

dy, obowiązki i formy postępowania jak dla pozostałych zanieczyszczeń i związanych z nimi dziedzin ochrony środowiska. Wprowadzona w dniu 23 stycznia 2008 roku nowelizacja ustawy Prawo ochrony środowiska (tekst jednolity Dz.U. 2008 nr 25 poz. 150) jest także świadectwem dostosowywania prawa krajowego do standardów obowiązujących w UE. Aktualnie obowiązującym aktem prawnym normującym dopuszczalne poziomy hałasu jest Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 14 czerwca 2007 roku (Dz.U. 2007 nr 120 poz. 826).

Czynnikiem, który często jest podnoszony to uciążliwość hałasu. Klasyfikacja uciążliwości hałasu opracowana przez Państwowy Zakład Higieny na podstawie badań ankietowanych, który jest odniesiony do wartości poziomu równoważnego  $L_{Aeq}$ :

- mała uciążliwość  $L_{Aeq} < 52$  dB,
- średnia uciążliwość  $52$  dB  $< L_{Aeq} < 62$  dB,
- duża uciążliwość  $63$  dB  $< L_{Aeq} < 70$  dB,
- bardzo duża uciążliwość  $70$  dB  $< L_{Aeq}$  [5].

Aby poprawić komfort życia mieszkańców dużych miast i nie tylko w aspekcie klimatu akustycznego zostało już poczynionych wiele kroków związanych z m. in. z tworzeniem map akustycznych, monitoringu akustycznego, czy też wykonaniem ekranów akustycznych lub innych środków technicznych. Jednak tym zakresie jeszcze dużo pozostało do zrealizowania i to na wielu płaszczyznach.

Tak jak wiele polskich miast również Zabrze boryka się z problemem nadmiernego hałasu, a mieszkańcy często podnoszą problem uciążliwości akustycznej m. in. w ciągu komunikacyjnym al. W. Korfanego gdzie występuje dużego natężeniu ruchu.

## 2. Obiekt badań

Badania emisji hałasu komunikacyjnego przeprowadzono w Zabrzu przy alei W. Korfanego. Aleja jest drogą dwujezdniową z trzema pasami ruchu w każdym kierunku, jezdnie oddzielone są pasem zieleni. Łączy dzielnicę Mikulczyce z centrum Zabrze. Tym ciągiem komunikacyjnym przemierza się kilkanaście tysięcy pojazdów dziennie. Przemierzające się pojazdy to nie tylko samochody osobowe gdyż dużą liczbę stanowią także samochody ciężarowe oraz autobusy. Wzdłuż alei

umiejscowione są dziesięciopiętrowe bloki mieszkalne o wysokości ok. 30 m, budynki te nie zostały zabezpieczone akustycznie zgodnie z [4], a mieszkańcy podnoszą problem nadmiernego hałasu.

Według Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 14 czerwca 2007 roku (Dz.U. 2007 nr 120 poz. 826) [6] obszar, na którym dokonano pomiarów zalicza się do terenów zabudowy mieszkaniowej wielorodzinnej i zamieszkania zbiorowego. Zgodnie z tym rozporządzeniem dla analizowanego terenu wartości dopuszczalne wynoszą:

- 60 dB dla  $L_{Aeq,D}$  (równoważny poziom hałasu dla pory dnia, rozumianej jako przedział czasu od godziny 6 do godziny 22),
- 50 dB dla  $L_{Aeq,N}$  (równoważny poziom hałasu dla pory nocy, rozumianej jako przedział czasu od godziny 22 do godziny 6).

W celu określenia czy powyższe wartości normowe są spełnione, pomiary przeprowadzono w sześciu punktach. Punkt pomiarowy pierwszy i szósty to punkty skrajne na badanym odcinku drogi. Punkty pomiarowe drugi i trzeci zostały wybrane tak, aby zmierzyć hałas działający na obszar chroniony znajdujące się najbliżej jezdni, a punkt pomiarowy czwarty na obszar znajdujący się w kolejnym rzędzie, w przestrzeni pomiędzy budynkami z pierwszego rzędu. Punkt pomiarowy piąty zlokalizowany został najbliżej jezdni w taki sposób, aby zmierzyć hałas, który działa na Dom Brata Alberta znajdujący się przy tej ulicy (pomiary tła przeprowadzono w dodatkowych punktach za budynkami) (rys. 1).



**Rys. 1.** Widok satelitalny z Google Maps al. W. Korfantego z zaznaczonymi punktami pomiarowymi

**Fig. 1.** Satellite view from Google Maps of W. Korfantego Avenue with marked test points

### 3. Opis aparatury pomiarowej i metody badawczej

Pomiary akustyczne wykonano przy użyciu zestawu pomiarowego składającego się z:

- miernika poziomu dźwięku i wibracji produkcji firmy SVAN typu 948 o numerze fabrycznym 12631 posiadającego świadectwo wzorcowania Nr 1483.1-M34-4180-411 wydanego przez P.G.U.M.,
- mikrofonu pomiarowym typu SV22 firmy BSWA Tech/SVANTEK o numerze fabrycznym 4012856 posiadającego świadectwo wzorcowania Nr 1483.1-M34-4180-411 wydanego przez P.G.U.M.,
- przedwzmacniacza mikrofonowego typu SV 12L o numerze fabrycznym 17301 posiadającego świadectwo wzorcowania Nr 1483.1-M34-4180-411/08 wydanego przez P.G.U.M.,
- osłony przeciwwietrznej oraz statywu pomiarowego.

Przed i po pomiarach analizator dźwięku wycechowano kalibratorem typu SV30A nr 14155 produkcji firmy SVANTEK, posiadającym świadectwo wzorcowania Nr 1483.2-M34-4180-411 wydanego przez P.G.U.M..

Równoległe pomiary wykonywano również drugim zestawem pomiarowym składającym się z sonometru firmy Brüel & Kjør model 2236 oraz statywu i osłony przeciwwietrznej. Sonometr ten to miernik posiadający 1 klasę dokładności zgodnie z normami IEC i ANSI.

Do pomiarów stosowano metodę bezpośrednią pomiarów hałasu. Wykonywane pomiary równoważne poziomu dźwięku rejestrowano w odległości 1,5 m od elewacji budynków, na wysokości 4 m. Pomiary przeprowadzane były lipcu 2011 r. w trzech dniach tygodnia. Warunki meteorologiczne podczas pomiarów były następujące: temperatura w granicach od 16°C do 28°C, wilgotność względna w granicach 65% – 68%, ciśnienie atmosferyczne w granicach od 1048 hPa do 1061 hPa, nie występowały opady atmosferyczne. W celu zminimalizowania wpływu wiatru na wyniki zamontowano na mikrofonach osłony przeciwwietrzne. W każdym punkcie pomiarowym wykonywano pięciominutowe pomiary w godzinnych odstępach oraz wykonano pomiary tła [7].

## 4. Wyniki pomiarów

Wyniki pomiarów z poszczególnych punktów przedstawiają tabele 1 i 2.

**Tabela 1.** Wyniki pomiaru emisji hałasu z punktów pomiarowych od 1 do 3  
**Table 1.** Results of the measurement of the noise emission from test points from 1 to 3

Przedział czasowy	Punt pom. 1			Punkt pom. 2			Punkt pom. 3		
	L <sub>Aeq</sub> [dB]	L <sub>Aeq</sub> [dB]	L <sub>Aeq</sub> [dB]	L <sub>Aeq</sub> [dB]	L <sub>Aeq</sub> [dB]	L <sub>Aeq</sub> [dB]	L <sub>Aeq</sub> [dB]	L <sub>Aeq</sub> [dB]	L <sub>Aeq</sub> [dB]
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
06:00–07:00	53,7	54,1	54,2	53,7	55,5	55,2	53,7	56,0	56,3
07:00–08:00	59,2	58,9	57,2	59,2	56,3	56,2	59,2	57,5	58,1
08:00–09:00	56,8	56,1	57,0	56,8	56,1	55,9	56,8	58,5	58,3
09:00–10:00	57,7	57,5	57,6	57,7	55,7	56,1	57,7	58,4	57,8
10:00–11:00	57,4	57,1	57,6	57,4	56,9	55,9	57,4	59,1	57,9
11:00–12:00	60,3	60,2	62,4	60,3	57,7	56,6	60,3	56,4	59,4
12:00–13:00	56,6	58,7	57,6	56,6	57,1	58,1	56,6	57,3	57,3
13:00–14:00	55,8	60,2	56,4	55,8	58,2	57,1	55,8	58,6	58,4
14:00–15:00	59,7	60,7	60,4	59,7	65,8	66,9	59,7	60,2	63,4
15:00–16:00	60,0	59,9	75,4	60,0	64,1	68,2	60,0	58,0	58,4
16:00–17:00	75,5	58,8	62,7	75,5	60,3	60,1	75,5	64,1	58,9
17:00–18:00	61,4	60,4	59,7	61,4	59,3	58,4	61,4	62,4	59,0
18:00–19:00	59,4	59,3	58,4	59,4	59,4	57,3	59,4	59,2	57,6
19:00–20:00	59,0	74,6	58,3	59,0	56,5	57,4	59,0	59,0	57,2
20:00–21:00	58,7	59,0	57,2	58,7	56,9	56,8	58,7	59,2	56,5
21:00–22:00	57,1	58,3	55,3	57,1	55,7	52,3	57,1	58,3	52,4
22:00–23:00	53,5	55,6	53,2	53,5	53,3	54,2	53,5	54,3	51,3
23:00–00:00	50,5	51,3	49,2	50,5	49,4	49,1	50,5	50,3	48,2
00:00–01:00	45,0	46,1	46,2	45,0	48,1	48,1	45,0	48,4	49,3
01:00–02:00	47,2	47,3	46,8	47,2	44,1	44,6	47,2	42,1	41,2
02:00–03:00	47,6	47,3	47,3	47,6	45,9	45,3	47,6	43,8	42,2
03:00–04:00	49,4	48,8	48,5	49,4	48,3	47,4	49,4	44,4	51,2
04:00–05:00	42,7	46,2	45,3	42,7	50,1	49,9	42,7	50,1	50,1
05:00–06:00	47,9	50,3	52,3	47,9	52,4	56,4	47,9	53,4	54,9

**Tabela 2.** Wyniki pomiaru emisji hałasu z punktów pomiarowych od 4 do 6  
**Table 2.** Results of the measurement of the noise emission from test points from 4 to 6

Przedział czasowy	Punkt pom. 4			Punkt pom. 5			Punkt pom. 6		
	L <sub>Aeq</sub> [dB]	L <sub>Aeq</sub> [dB]	L <sub>Aeq</sub> [dB]	L <sub>Aeq</sub> [dB]	L <sub>Aeq</sub> [dB]	L <sub>Aeq</sub> [dB]	L <sub>Aeq</sub> [dB]	L <sub>Aeq</sub> [dB]	L <sub>Aeq</sub> [dB]
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
06:00–07:00	53,7	51,2	52,9	53,7	63,1	62,3	53,7	52,5	53,2
07:00–08:00	59,2	52,4	52,2	59,2	62,1	61,3	59,2	54,0	53,8
08:00–09:00	56,8	51,8	50,1	56,8	60,3	62,1	56,8	54,2	53,6
09:00–10:00	57,7	52,7	52,1	57,7	62,3	63,4	57,7	50,9	52,2
10:00–11:00	57,4	52,3	52,0	57,4	62,9	63,0	57,4	52,6	53,2
11:00–12:00	60,3	51,2	51,3	60,3	63,2	63,2	60,3	53,3	52,3
12:00–13:00	56,6	57,4	55,2	56,6	64,2	63,7	56,6	52,3	54,3
13:00–14:00	55,8	52,4	54,2	55,8	64,3	65,0	55,8	55,5	52,2
14:00–15:00	59,7	55,4	53,1	59,7	65,3	64,3	59,7	58,2	54,1
15:00–16:00	60,0	54,9	53,5	60,0	63,8	63,5	60,0	60,2	55,6
16:00–17:00	75,5	55,2	59,2	75,5	63,0	64,3	75,5	57,3	54,3
17:00–18:00	61,4	56,2	54,0	61,4	64,4	65,2	61,4	55,2	58,3
18:00–19:00	59,4	58,8	53,1	59,4	63,2	63,8	59,4	53,2	55,2
19:00–20:00	59,0	55,4	52,3	59,0	63,3	64,0	59,0	55,3	53,2
20:00–21:00	58,7	51,8	53,8	58,7	62,2	62,1	58,7	56,2	54,0
21:00–22:00	57,1	52,1	50,2	57,1	60,2	61,3	57,1	50,2	52,1
22:00–23:00	53,5	49,7	49,2	53,5	58,6	58,5	53,5	48,2	47,2
23:00–00:00	50,5	45,2	46,7	50,5	55,6	57,6	50,5	44,3	46,5
00:00–01:00	45,0	44,6	44,9	45,0	48,3	48,3	45,0	45,2	44,5
01:00–02:00	47,2	43,5	44,4	47,2	52,1	55,3	47,2	43,2	44,4
02:00–03:00	47,6	45,1	46,5	47,6	50,1	50,8	47,6	41,3	41,2
03:00–04:00	49,4	42,1	42,2	49,4	47,2	48,3	49,4	44,9	44,5
04:00–05:00	42,7	45,6	45,2	42,7	48,2	49,9	42,7	48,3	46,1
05:00–06:00	47,9	49,8	49,8	47,9	59,8	61,1	47,9	52,3	52,4

## 5. Określenie niepewności pomiarów oraz analiza wyników

Dla otrzymanych wyników obliczony (1) został poziom równoważny sumy sytuacji akustycznych dla każdego z punktu z podziałem na porę dnia i nocy [7]:

$$L_{Aeq} = 10 \cdot \log \left( \sum_{k=1}^m \frac{t_k}{T} \cdot 10^{0,1 \cdot L_{Aeq} T} \right) \quad (1)$$

gdzie:

- $L_{Aeq}$  – równoważny poziom dź. sumy sytuacji akustycznych w dB,  
 $L_{emk}$  – rów. poziom dź. dla danej sytuacji akustycznej w dB,  
 $t_k$  – czas obserwacji zawarty w czasie normatywnym w s,  
 $T$  – normatywny czas obserwacji w s,  
 $m$  – ilość sytuacji akustycznych.

Wyniki obliczeń poziomu równoważnego sumy sytuacji akustycznych dla każdego z punktu z uwzględnieniem pory dnia i nocy przedstawiono w tabeli 3.

**Tabela 3.** Równoważny poziom dźwięku sumy sytuacji akustycznych dla punktów pomiarowych w okresie dnia i nocy

**Table 3.** Equivalent level of sound of the sum of acoustic situations for test points in the period of the day and the night

Punkt pomiarowy	Dla pory dnia [dB]	Dla pory nocy [dB]
1	64,2	49,3
2	59,5	50,2
3	58,6	50,5
4	53,2	45,5
5	63,1	55,8
6	53,8	46,3

Następnie przeprowadzono analizę niepewności rozszerzonej pomiarów: gdzie obliczono niepewność typu A oraz niepewność typu B dla każdej sytuacji akustycznej na poziomie ufności 95% [3].

Niepewność rozszerzoną (2) określona dla poziomu ufności 95% badania hałasu jest skutkiem rozrzutu wyników pomiarów badanego hałasu wraz z tłem akustycznym oraz samego tła akustycznego oraz niedokładności związanej z wykorzystanym sprzętem pomiarowym i zastosowaną procedurą pomiarową.

$$U_{R,95} = \sqrt{U_{A,95}^2 + U_{B,95}^2} \quad (2)$$

gdzie:

- $U_{R,95}$  – niepewność rozszerzona,
- $U_{A,95}$  – niepewność typu A związana z rozrzutem wyników pomiaru,
- $U_{B,95}$  – niepewność typu B związana ze sprzętem i procedurą pom.

Wartości równoważne poziomu dźwięku dla sumy sytuacji akustycznych wraz z wartościami niepewności rozszerzonej na poziomie ufności 95% ( $U_{R,95}$ ) z odchyłką górną i dolną przedstawiono w tabeli 4.

**Tabela 4.** Wartość równoważna poziomu dźwięku sumy sytuacji akustycznych wraz z niepewnością rozszerzoną ( $+U_{R,95}$ ,  $-U_{R,95}$ ) dla punktów pomiarowych w okresie dnia i nocy

**Table 4.** Equivalent value of the level of sound of the sum of acoustic situations along with the uncertainty widened ( $+U_{R,95}$ ,  $-U_{R,95}$ ) for test points in the period of the day and the night

Punkt pomiarowy	Dla pory dnia [dB]	Dla pory nocy [dB]
1	64,2 (1,0;1,0)	49,3 (0,9;1,0)
2	59,0 (0,7;0,8)	50,2 (1,0;1,1)
3	58,0 (0,7;0,7)	50,5 (0,9;1,1)
4	53,2 (0,7;0,7)	45,5 (0,9;1,0)
5	63,1 (0,6;0,7)	55,8 (1,0;1,2)
6	53,8 (0,7;0,7)	46,3 (1,0;1,2)

Analizując uzyskane wyniki pomiarów (tabela 1 i 2) można stwierdzić, że w piątym punkcie znajdującym się najbliżej skrajni jezdni, wszystkie wartości pomiarów w okresie dnia przekroczyły wartości dopuszczalne (w nocy przekroczenia dotyczyły połowy pomiarów). Ta sytuacja miała miejsce w każdej dobie pomiarowej i w związku z tym wartości równoważne dla dnia, nocy oraz sumy sytuacji akustycznych były przekroczone o 3,1 dB i 5,8 dB (tabela 3). Po uwzględnieniu niepewności pomiarowej rozszerzonej (tabela 4) wartości te nadal będą przekraczały wartości normowe.



W czwartym i szóstym punkcie (tabela 2), które to były najbardziej oddalone od jezdni, zarejestrowano najniższe wartości poziomu hałasu. W ciągu dnia nie występowały przekroczenia ponad wartości normowe, a w nocy w punkcie szóstym w każdej dobie między 5:00, a 6:00 miało miejsce przekroczenie o około 2 dB. Nie miało to jednak wpływu na wartości równoważne, ponieważ dla dnia, nocy oraz sumy sytuacji akustycznych mieściły się w dopuszczalnych wartościach (tabela 3), również z uwzględnieniem niepewności pomiarowych (tabela 4).

W punkcie pomiarowym pierwszym (tabela 1) w każdej dobie została przekroczona wartość dopuszczalna obowiązująca dla pory dnia o około 4,2 dB. Oznacza to, że również wartość poziomu równoważnego dla sumy sytuacji akustycznych z uwzględnieniem niepewności jest ponad normę (tabela 4). W przypadku pory nocnej przekroczenie występowało tylko w drugiej dobie i wynosiło 0,4 dB. Równoważny poziom dźwięku sumy sytuacji akustycznych dla pory nocnej wyniósł 49,3 dB, ale wraz z odchyleniem górnym wynoszącym 0,9 dB może przekroczyć wartość dopuszczalną (tabela 4).

W punkcie pomiarowym drugim (tabela 1) wartości dopuszczalne dla dnia zostały przekroczone w trzeciej dobie pomiarowej, a równoważny poziom dla sumy sytuacji akustycznych wyniósł 59,5 dB. Biorąc pod uwagę niepewność pomiarową wartość natężenia dźwięku w tym miejscu może być przekroczony, bo wynosi ona 0,74 dB (tabela 4). Sytuacja dla nocy wygląda dokładnie odwrotnie. Tylko raz wartości dopuszczalne zostały przekroczone, co spowodowało że dla sumy sytuacji akustycznych było przekroczenie o 0,2 dB, ale wraz z niepewnością pomiarową wartość ta może mieścić się w granicach normy (tabela 4).

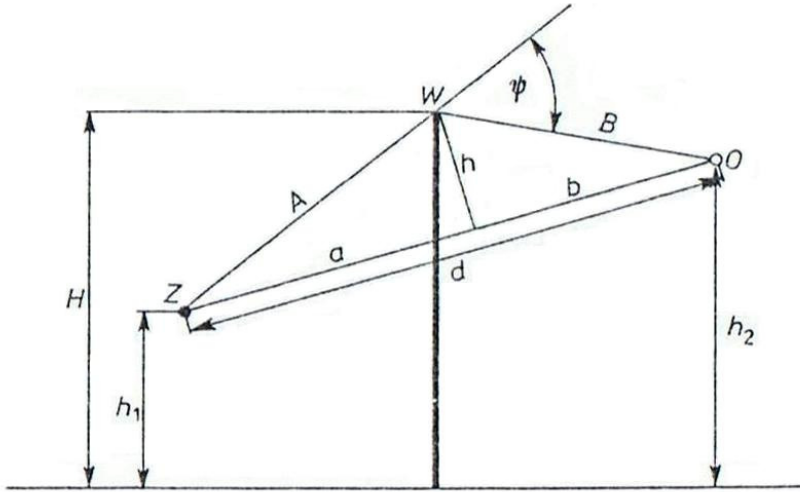
W punkcie pomiarowym trzecim (tabela 1) dla pory dziennej w każdej z dób pomiarowych nie zarejestrowano przekroczenia, natomiast w porze nocnej takie przekroczenia występowały. Biorąc pod uwagę niepewność pomiarową (tabela 4) sytuacja dla pory dnia nie ulegnie zmianie, jednak dla pory nocnej wartość ta może mieścić się w normie, ponieważ odchylenie dolne wynosi 1,1 dB, a wartość równoważna 50,5 dB.

## 6. Czy ekran akustyczny rozwiązuje tu problem?

Głównym elementem zwalczania hałasu komunikacyjnego jest ekran akustyczny. Można go zdefiniować jako naturalną lub sztuczną przeszkodę na drodze propagacji fal dźwiękowych między źródłem a obszarem odbioru, będącym miejscem chronionym przed oddziaływaniem hałasu na człowieka [2]. Podstawowym celem ekranu akustycznego jest wytworzenie cienia akustycznego czyli obszaru, do którego nie docierają ze źródła dźwięku bezpośrednie fale akustyczne. Ekranowanie akustyczne uzyskać można nie tylko przez ustawienie płaskich ekranów, ale także innymi przeszkodami, jak np.: budynkami, nasypami, wykopami, estakadami, czy też pasami zieleni [1, 2]. Często przy ciągach komunikacyjnych, gdzie przekroczone są wartości emisji hałasu do środowiska są stosowane standardowe ekrany akustyczne. Ich skuteczność jest różna, dla przykładu przedstawiono efektywność ekranowania obecnie najczęściej stosowaną metodą Maekawy [2].

Typowy ekran akustyczny, który jest budowany przy polskich ciągach komunikacyjnych, to ekran pionowy o wysokości 5 m. Zgodnie z normą dopuszczalny poziom hałasu przy al. W. Korfantego to 60 dB dla przedziału czasu od 6 do 22 oraz 50 dB od godziny 22 do 6. Największe odchylenie od tej normy to 15,5 dB, które wystąpiło w pierwszym punkcie pomiarowym, czyli efektywność ekranowania musi wynieść, wliczając w to niepewność, przynajmniej 16,5 dB.

Aby sprawdzić efektywność akustyczną i zakres cienia akustycznego dokonano obliczeń metodą Maekawy dla ekranu pionowego o wysokości 5 m. Wymiary stałe, które występują w układzie źródło – ekran – obserwator (rys 2.) to:  $H = 5$  [m], czyli wysokość ekranu oraz  $h_1 = 1$  [m], ponieważ mniej więcej na takiej wysokości emitowany jest hałas z pojazdów. Odległość źródła hałasu od obserwatora wynosi na podstawie mapy 30 m (odl. ZO), a od ekranu akustycznego 8 m. Wysokość obserwatora będzie zwiększana co 1 m, w zakresie od 4 do 10 m, a pozostałe wymiary zostały obliczone zgodnie z metodą Maekawy. Wyniki obliczeń przedstawiono w tabeli 5.



**Rys. 2.** Układ źródło – ekran – obserwator [1]

**Fig. 2.** Source system – baffle – the observer [1]

**Tabela 5.** Wymiary układu źródło – ekran – obserwator w zależności parametru  $h_2$   
**Table 5.** Dimensions of the agreement source – screen – observer depending of  $h_2$  parameter

Lp.	Wymiary stałe				Par. $h_2$	Wymiary obliczone					
	$H$	$h_1$	odl. ZO	odl. od ekr.		$A$	$B$	$d$	$h$	$a$	$b$
1	5	1	30	8	4	8,9	22,0	30,1	3,2	8,4	21,8
2	5	1	30	8	5	8,9	22,0	30,3	2,9	8,5	21,8
3	5	1	30	8	6	8,9	22,0	30,4	2,6	8,5	21,9
4	5	1	30	8	7	8,9	22,1	30,6	2,4	8,6	22,0
5	5	1	30	8	8	8,9	22,2	30,8	2,1	8,7	22,1
6	5	1	30	8	9	8,9	22,4	31,0	1,8	8,8	22,3
7	5	1	30	8	10	8,9	22,6	31,3	1,5	8,8	22,5

Na podstawie obliczonych w tabeli 5 wymiarów obliczamy efektywność ekranowania zgodnie z metodą Maekawy [2] przyjmując długość fali  $\lambda = 0,5$  m, wyniki przedstawiono w tabeli 6.

**Tabela 6.** Efektywność ekranowania ekranu akustycznego obliczona metoda Maekawy**Table 6.** Effectiveness of the shielding of the acoustic screen calculated Meakawy method

<i>Lp.</i>	<i>Parametr</i>	<i>Wartości obliczone</i>		
	$h_2$	$\delta$	$N$	$\Delta L_e [dB]$
1	4	0,8	3,3	18,2
2	5	0,7	2,7	17,3
3	6	0,6	2,2	16,5
4	7	0,4	1,8	15,5
5	8	0,3	1,4	14,4
6	9	0,3	1,0	13,1
7	10	0,2	0,7	11,9

Z przedstawionych wyników obliczeń skuteczności typowego ekranu akustycznego, który dominuje przy polskich ciągach komunikacyjnych wynika, że strefa cienia nie jest wystarczająca, aby objąć ochroną całe bloki mieszkalne 10-cio piętrowe usytuowane najbliżej jezdni. Efektywność ekranowania spadła poniżej oczekiwanej już od wysokości 7 m, gdzie wartość  $\Delta L_e$  spada do 15,5 dB, co odpowiada mniej więcej drugiemu piętru bloku mieszkalnego. W celu poprawienia skuteczności ekranu można zmienić parametry geometryczne ekranu, ale równocześnie należy przeprowadzić dalsze badania w celu określenia skojarzonych działań mających na celu ochronę mieszkańców przed hałasem komunikacyjnym.

## 6. Podsumowanie i wnioski

W wyniku prowadzonych badań i analiz emisji hałasu drogowego wraz z obliczeniem ich niepewności określono miejsca, gdzie zostały przekroczone wartości normowe i jednocześnie określono uciążliwość akustyczną tego terenu, która jest na poziomie średnim i dużym.

Analizując uzyskane wartości równoważnego poziomu dźwięku można jednoznacznie stwierdzić, że dopuszczalny jego poziom został przekroczony w piątym punkcie pomiarowym oraz w pierwszym punkcie pomiarowym dla pory dziennej. Wartości równoważnego poziomu dźwięku mieściły się w normie w czwartym i szóstym punkcie pomiarowym oraz w trzecim dla pory dziennej. W pozostałych przypadkach sytuacja jest niejednoznaczna uwzględniając niepewności pomiarowe. Bio-

rać pod uwagę przypadki przekroczenia występujące w pierwszym, drugim, trzecim (tylko noc) oraz piątym punkcie pomiarowym można stwierdzić, że na badanym odcinku al. W. Korfatego występujący hałas jest za duży i należy podjąć działania w celu jego zminimalizowania.

Ze względu na fakt dominowania stosowania przy polskich ciągach komunikacyjnych ekranów pionowych na zminimalizowanie emisji hałasu na budynki oraz ich mieszkańców przedstawiono obliczenia jego efektywności ekranowania. Z obliczeń skuteczności typowego ekranu akustycznego wynika, że strefa cienia nie jest wystarczająca dla wszystkich kondygnacji bloków mieszkalnych usytuowanych najbliżej jezdni przy al. W. Korfatego. Efektywność ekranowania spadła poniżej oczekiwanej od wysokości 7 m, co odpowiada mniej więcej drugiemu piętru bloku mieszkalnego. W celu poprawienia skuteczności ekranu należy przeanalizować parametry geometryczne ekranu.

Dla analizowanego przypadku należy przeprowadzić dalsze badania w celu określenia skojarzonych działań mających na celu ochronę mieszkańców przed hałasem komunikacyjnym.

## Literatura

1. **Engel Z.:** *Ochrona środowiska przed drganiami i hałasem*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 1993.
2. **Engel Z., Sadowski J., Stawicka-Wałkowska M., Zaremba S.:** *Ekrany akustyczne*. Wydawnictwo Akademii Górniczo-Hutniczej w Krakowie, Kraków 1990.
3. **Kirpluk M.:** *Metodyka szacowania niepewności rozszerzonej. Księga Jakości Laboratorium NTL – M. Kirpluk, 2009*.
4. **Sadowski J.:** *Akustyka w architekturze, budownictwie i urbanistyce*, Arkady, Warszawa 1971.
5. **Wyrwas P., Szygula A.:** *Ekrany akustyczne – zasady projektowania i kryteria doboru*. IV Ogólnopolska Konferencja Mostowców – Konstrukcja i Wyposażenie Mostów, Wisła 2005 (271–280).
6. *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 14 czerwca 2007 r. w sprawie dopuszczalnych poziomów hałasu w środowisku*.
7. *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 czerwca 2011 r. w sprawie wymagań w zakresie prowadzenia pomiarów poziomów substancji lub energii w środowisku przez zarządzającego drogą, linią kolejową, linią tramwajową, lotniskiem lub portem*.
8. **Czaja P.:** *Ekrany akustyczne, a hałas komunikacyjny*. <http://techbud.com.pl>.

## **Sample Surveys of Nuisance of Noise Emissions from Communication Pathway**

### **Abstract**

The quality of existence of residents of major cities depends on many factors. A sound emission generated and emitted from traffic routes is one of factors of the environment affecting the quality of life. When the value of this emission exceeds permissible values, we are talking then about arduousness –. The factor which is often discussed is a noise nuisance. In order to determine acoustic nuisance for residents in major city's traffic route surveys of the noise emission were conducted. Surveys of noise emission were made in Zabrze at W. Korfanty avenue. Ten floor residential buildings of 30 m of height are located along the avenue. The buildings are not protected acoustically and residents are complaining about noise. According to the Regulation of Polish Minister of the Environment [6] area where surveys were conducted is ranked to multifamily housing and of collective housing. Permissible values are: 60 dB for  $L_{AeqD}$  and 50 dB for  $L_{AeqN}$ . The surveys were conducted in six points (fig. 1). Results from individual test points are presented in table 1 and 2. For obtained results an equivalent level of the sum of acoustic situations was calculated for each point for a time of day and night. Results of calculations are presented in table 3. Next analysis of the widened uncertainty of measurements was conducted, where the uncertainty of types A and B was estimated for each acoustic situation on the confidence level of the 95% [3]. Results are presented in table 4.

As a result of research and analysis of traffic noise emission along with the calculation of the uncertainties points were identified where permissible values were exceeded and specified acoustic annoyance of the area was determined. This parameter is at medium and large level.

Considering the cases exceeding permissible values at first, second, third (only at night), and the fifth measuring points it may be concluded that at the studied area by W. Korfanty avenue noise occurring is too large and actions should be taken to minimize it.

Also calculations of effectiveness of vertical screens in minimization of noise for the buildings and their inhabitants were presented, due to the fact that this type of screens is dominating in Poland. Efficiency of a typical acoustic screen shows that its shadow zone is not suitable for all floors of apartment buildings located near of W. Korfanty avenue. The effectiveness of screening fell below the expected at height of 7 m, which corresponds to about the second floor of building. In order to improve the effectiveness of the screen its geometric parameters should be analyzed.



## Występowanie kwaśnych deszczy w województwie podlaskim w latach 2002–2009

*Sławomir Roj-Rojewski, Marlena Sakowska  
Politechnika Białostocka*

### 1. Wstęp

Opad atmosferyczny stanowi główne źródło wody docierającej na powierzchnię ziemi i krążącej w jej obiegu hydrologicznym. Odgrywa on decydującą rolę w eliminacji wprowadzanych do atmosfery substancji chemicznych, lecz jednocześnie może powodować zanieczyszczenie gleby, wody i roślinności. Stopień skażenia środowiska przez opady zależy głównie od stężenia zanieczyszczeń w nim zawartych oraz od ilości opadu.

Czysty deszcz charakteryzuje się odczynem lekko kwaśnym o  $\text{pH} = 5,65$ . Jest to związane z obecnością nawet w niezanieczyszczonym powietrzu atmosferycznym kwasu węglowego, powstającego w wyniku reakcji  $\text{H}_2\text{O}$  z  $\text{CO}_2$ . Kwasowość opadów atmosferycznych ocenia się na podstawie europejskiej klasyfikacji kwasowości wód opadowych [5]. W tej klasyfikacji normalny odczyn opadów zawiera się w przedziale  $\text{pH}$  5,1–6,0. Kwaśnymi deszczami powszechnie nazywa się jednak opady atmosferyczne o  $\text{pH}$  poniżej wartości 5,65 [1, 12, 15].

Główne składniki powodujące zakwaszenie opadów atmosferycznych to związki siarki ( $\text{SO}_2$ ) i azotu ( $\text{NO}_x$ ). Dostają się one do atmosfery przede wszystkim jako efekt gospodarczo-bytowej działalności człowieka, szczególnie dotyczy to sektora komunalno-bytowego, energetycznego oraz transportu samochodowego. Kwaśne deszcze stanowią poważne zagrożenie zarówno dla środowiska naturalnego, jak i człowieka [2, 4, 8]. Problem ten dotyczy szczególnie obszarów uprzemysłowionych. Można przypuszczać, że w województwie podlaskim, położonym w jednym z najczystszych regionów naszego kraju, będącym częścią Zielonych Płuc Polski, nie występują lub bardzo rzadko pojawiają się opady o od-

czynnie kwaśnym. Takie opady stanowiłyby tu znaczne zagrożenie dla środowiska, gdyż aż 69% gleb użytków rolnych tego regionu posiada odczyn kwaśny i bardzo kwaśny [12].

Praca ma na celu analizę odczynu opadów atmosferycznych oraz ocenę zagrożenia obszaru województwa podlaskiego kwaśnymi deszczami w latach 2002–2009.

## **2. Materiał i metody badań**

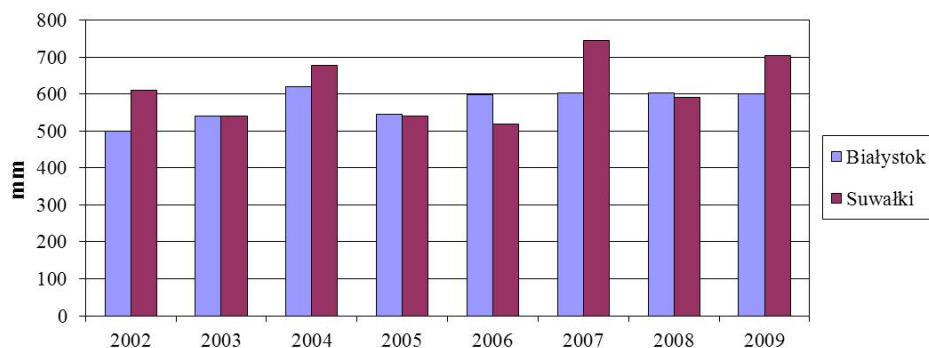
W pracy wykorzystano dane pomiarowe wysokości opadów atmosferycznych, odczynu opadów mokrych, stężeń jonów zakwaszających w opadach oraz wielkości ich depozycji, a także emisji zanieczyszczeń gazowych i pyłowych w latach 2002–2009 na terenie województwa podlaskiego. Dane te pochodzą z Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Białymstoku. Analizy zostały wykonane przy użyciu standardowych metod badawczych [12, 15]. Na obszarze województwa podlaskiego zlokalizowane są dwie stacje badawcze zajmujące się chemizmem opadów atmosferycznych – w Białymstoku oraz w Suwałkach. W analizowanym okresie wykonano 1993 pomiary pH dobowych próbek opadów, w tym 950 w Białymstoku oraz 1043 w Suwałkach. Analizę oparto na danych średniomiesięcznych, gdyż dane dobowe nie zostały udostępnione, za wyjątkiem rocznych wartości ekstremalnych. Podobnie nie było możliwe uzyskanie pełnych danych z lat wcześniejszych niż 2002 rok, pomimo prowadzenia przez WIOŚ pomiarów chemizmu opadów od 1999 roku.

Dla poszczególnych lat w badanym okresie obliczono średnie ważone wartości odczynu i stężenia jonów zakwaszających uwzględniając miesięczne sumy opadów. Przy użyciu programu Statgraphics Plus 5.1 wykonano analizę dekompozycji sezonowej pH opadów.

## **3. Wyniki i dyskusja**

Na depozycję zanieczyszczeń do podłoża największy wpływ ma wysokość opadów atmosferycznych. Sumy opadów na terenie województwa podlaskiego w latach 2002–2009 zmieniały się w znacznym zakresie. W przypadku stacji zlokalizowanej w Białymstoku wahały się od 498 mm do 619 mm, zaś w Suwałkach od 518 mm do 745 mm (rys. 1). Generalnie na terenie Suwałk w badanym okresie wystąpiła większa ilość opadów niż na terenie Białegostoku.





**Rys. 1.** Wysokość opadów atmosferycznych w Białymstoku i Suwałkach w latach 2002–2009

**Fig. 1.** Precipitation in Białystok and Suwałki in the years 2002–2009

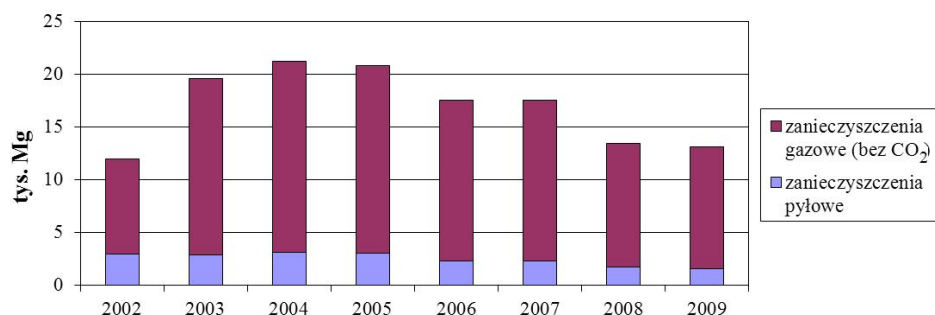
Odczyn opadu mokrego w okresie 8 badanych lat ulegał dużym wahaniom. Dla próbek dobowych zakres pH mieścił się w przedziale 3,00–7,60 w Białymstoku oraz 4,14–8,21 w Suwałkach (tab. 1). W przypadku uśrednionych wartości miesięcznych (średnie ważone) wartości pH wahały się w granicach od 4,40 (marzec 2006 rok) do 7,02 (czerwiec 2008 rok) w Białymstoku oraz od 4,78 (styczeń 2004 rok) do 7,60 (styczeń 2003 rok) na stacji w Suwałkach. Średnie roczne pH opadów w Białymstoku wynosiło 5,07–5,48, zaś w Suwałkach 5,26–5,96. Najniższe wartości osiągnęło w roku 2004, po czym zauważa się jego stopniowy, choć nieregularny, wzrost. Odczyn opadów jest więc tu znacznie mniej kwaśny niż na pozostałym obszarze kraju, szczególnie w jego części południowej, gdzie pH często spada poniżej 5 [6, 10, 14, 15].

Biorąc pod uwagę skalę wartości pH stosowaną do oceny kwasowości opadów [5] mocno obniżoną kwasowość (pH 4,10–4,59) stwierdzono tylko w 3 miesiącach (1,5% średniomiesięcznych pomiarów na 2 stacjach) i to jedynie w Białymstoku. Lekko obniżoną kwasowość (pH 4,60–5,09) miały opady w 17 miesiącach na terenie Białegostoku i w 7 na terenie Suwałk (12,5%). Dominowały opady o kwasowości normalnej (pH 5,10–6,09) stanowiąc 60% pomiarów. Znaczny udział miały też opady o kwasowości lekko i mocno podwyższonej, czyli o pH > 6,10 (26%), szczególnie w Suwałkach.

W okresie badań stwierdzono 63 miesiące z opadami o pH < 5,65 w Białymstoku, natomiast w przypadku Suwałk takich miesięcy było

ponad dwukrotnie mniej – 30. Maksymalna liczba miesięcy z opadem o kwasowości niższej niż normalna wystąpiła w latach 2004–2005 (10 w Białymstoku, 7–8 w Suwałkach). W kolejnych latach 2006–2009 nastąpił spadek tej liczby do 7–8 w Białymstoku i zaledwie 1–4 w Suwałkach. Jest to wyraźnie skorelowane z wielkością emisji zanieczyszczeń z terenu badań (rys. 2). Emisja przemysłowa z terenu województwa dla zanieczyszczeń gazowych (bez CO<sub>2</sub>) była największa w roku 2004 osiągając wartość 18,1 tys. Mg i zmniejszała się regularnie do wartości 11,6 tys. Mg w roku 2009 [9]. Podobnie najwyższą emisję zanieczyszczeń pyłowych zanotowano w roku 2004 (3,1 tys. Mg), a najniższą w roku 2009 (1,5 tys. Mg). Na obszarze województwa największa emisja zanieczyszczeń do powietrza pochodzi ze źródeł zlokalizowanych w miastach, którymi są głównie miejskie przedsiębiorstwa energetyki cieplej oraz zakłady przemysłowe. Dodatkowo zanieczyszczenia z innych rejonów kraju przenoszone są na ten teren przez dominujące tu wiatry zachodnie i południowo-zachodnie [3].

Na podstawie analizy średniomiesięcznych wartości pH opadów w Białymstoku i Suwałkach wykonanej przy wykorzystaniu dekompozycji sezonowej można wyróżnić dwa okresy w ciągu roku: okres zimowo-wiosenny od października do marca, który charakteryzuje się niższymi wartościami pH oraz okres letnio-jesienny, czyli od kwietnia do września, o wyższych wartościach pH (rys. 3, tab. 1). Tendencja ta jest zaburzona jedynie w czerwcu na terenie Suwałk. Uzyskane wartości wskaźnika sezonowości wyraźnie korelują z odczynem opadów.



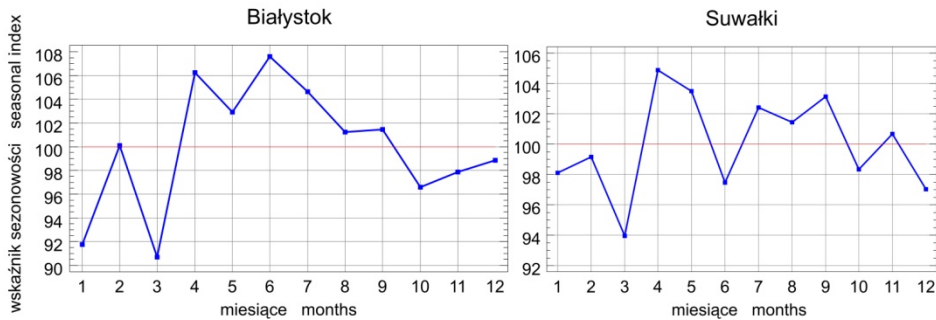
**Rys. 2.** Wartości emisji zanieczyszczeń atmosferycznych z terenu województwa podlaskiego w latach 2002–2009 [9]

**Fig. 2.** Emissions of air pollutants from the Podlaskie Voivodeship in the years 2002–2009 [9]

**Tabela 1.** Odczyn pH opadów atmosferycznych w Białymstoku i Suwałkach w latach 2002–2009  
**Table 1.** pH of precipitation in Białystok and Suwałki in the years 2002–2009

Stacja Station	Rok Year	Miesiąc Month												Średnia ważona Weighted mean	Ekstrema dobowe Daily extremes
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII		
Białystok	2002	<b>4,83</b>	<b>4,84</b>	<b>5,51</b>	6,67	6,16	6,49	6,47	6,46	6,07	<b>5,32</b>	<b>5,05</b>	<b>5,21</b>	<b>5,29</b>	3,40–7,17
	2003	<b>5,16</b>	<b>5,30</b>	<b>4,63</b>	5,80	5,81	6,20	5,99	6,52	<b>5,45</b>	5,84	<b>5,63</b>	<b>5,10</b>	<b>5,48</b>	4,10–7,10
	2004	<b>4,52</b>	<b>5,12</b>	<b>5,40</b>	<b>5,26</b>	<b>5,50</b>	<b>5,31</b>	5,67	<b>4,75</b>	6,06	<b>5,10</b>	<b>4,81</b>	<b>5,44</b>	<b>5,07</b>	3,00–7,40
	2005	<b>4,82</b>	<b>5,02</b>	<b>4,58</b>	5,88	<b>5,38</b>	5,97	<b>5,14</b>	<b>5,49</b>	4,74	<b>5,32</b>	<b>5,18</b>	<b>5,58</b>	<b>5,09</b>	4,10–7,00
	2006	<b>5,05</b>	<b>4,68</b>	<b>4,40</b>	<b>5,37</b>	<b>5,43</b>	6,20	6,34	5,85	<b>5,34</b>	<b>5,35</b>	6,25	<b>5,50</b>	<b>5,43</b>	3,30–7,60
	2007	<b>5,06</b>	5,91	<b>5,08</b>	6,49	6,13	<b>5,58</b>	<b>5,47</b>	<b>5,00</b>	5,95	<b>5,26</b>	<b>5,14</b>	<b>4,86</b>	<b>5,31</b>	4,00–7,30
	2008	<b>5,49</b>	6,06	<b>5,21</b>	<b>5,60</b>	<b>5,50</b>	7,02	<b>5,33</b>	<b>5,14</b>	5,70	<b>5,19</b>	5,86	6,48	<b>5,43</b>	4,20–7,20
	2009	<b>5,24</b>	6,43	<b>5,48</b>	6,32	5,68	<b>4,97</b>	<b>5,32</b>	<b>5,17</b>	5,69	<b>5,05</b>	<b>5,18</b>	<b>5,25</b>	<b>5,23</b>	4,11–7,44
	2002	6,00	5,76	<b>5,55</b>	7,30	6,05	5,90	6,15	6,64	7,00	5,98	6,38	6,12	5,96	4,16–7,74
	2003	7,60	6,92	<b>5,00</b>	6,50	<b>5,31</b>	6,55	5,87	6,10	5,98	6,15	6,15	<b>5,05</b>	5,65	4,47–7,45
2004	<b>4,78</b>	<b>4,83</b>	<b>5,21</b>	6,12	6,50	<b>5,10</b>	6,31	<b>5,30</b>	5,86	<b>5,17</b>	<b>5,53</b>	<b>4,92</b>	<b>5,26</b>	4,14–7,63	
2005	<b>5,35</b>	<b>5,30</b>	<b>5,64</b>	5,68	<b>5,64</b>	5,78	<b>5,58</b>	5,71	5,68	<b>5,39</b>	<b>5,50</b>	5,99	<b>5,61</b>	4,32–8,21	
2006	6,10	5,77	<b>5,49</b>	6,05	6,32	5,99	6,42	5,97	5,66	6,53	5,84	5,97	5,94	4,28–7,34	
2007	<b>5,60</b>	<b>5,56</b>	5,70	6,91	5,67	6,07	6,64	7,07	6,17	<b>5,27</b>	<b>5,88</b>	<b>5,07</b>	5,84	4,60–7,57	
2008	<b>5,30</b>	6,53	5,68	6,15	6,13	<b>5,09</b>	<b>5,33</b>	<b>5,22</b>	6,38	6,17	6,33	7,07	<b>5,48</b>	4,41–7,97	
2009	5,94	6,09	5,93	5,74	6,90	<b>5,52</b>	5,92	6,25	5,71	<b>5,60</b>	6,19	6,01	5,84	4,38–7,52	

*pogrubiono opady o  $pH < 5,65$ ; precipitation of  $pH < 5,65$  in bold*



**Rys. 3.** Wskaźniki sezonowości pH opadów w latach 2002–2009

**Fig. 3.** Seasonal indexes for pH of precipitations in the years 2002–2009

Zawartości siarczanów w opadach atmosferycznych w okresie badań zawierały się w granicach od  $0,81 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (czerwiec 2009 rok) do  $7,18 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (kwiecień 2005 rok) w Białymstoku oraz od  $0,69 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (lipiec 2004 rok) do  $5,43 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (kwiecień 2002 rok) w Suwałkach (tab. 2). Średniomiesięczne stężenia dla poszczególnych lat wynosiły od  $1,62 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (2002 r.) do  $2,53 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (2009 r.). W 89% przypadków zawartość siarczanów była lekko podwyższona ( $1\text{--}4 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ) [13], a tylko w 14 miesiącach (7%) podwyższona i to w latach 2002–2006.

W przypadku azotynów i azotanów zawartości były nieznaczne (do  $2 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ), wynosiły od  $0,19 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (lipiec 2009) do  $1,55 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (kwiecień 2005) w Białymstoku oraz od  $0,14 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (lipiec 2004 rok) do  $1,71 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (kwiecień 2006 rok) w Suwałkach. Średniomiesięczne stężenia wahały się w granicach  $0,31 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (2003 r.) do  $0,52 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (2006 r.). Najwyższe stężenia głównych jonów zakwaszających w opadzie atmosferycznym stwierdzono w miesiącach marzec–kwiecień. Generalnie w latach 2002–2009 można zauważyć trend malejący stężeń ww. składników w opadach.

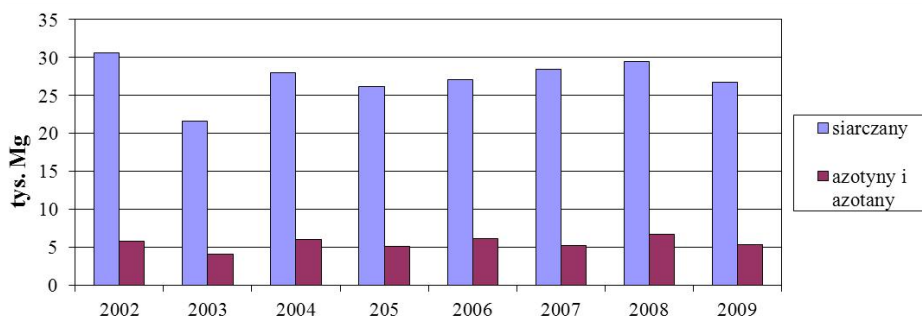
W analizowanym okresie lat największe obciążenie powierzchniowe siarczanami w województwie podlaskim nastąpiło w roku 2002, kiedy roczny ładunek całkowity w opadach atmosferycznych wyniósł 30,5 tys. Mg (rys. 4). W roku 2003 nastąpił znaczny spadek ilości siarczanów, osiągając najniższą wartość roczną 21,6 tys. Mg. Od roku 2004 znowu stopniowo zaczęły wzrastać wielkości ładunków siarczanów, lecz w roku 2009 ponownie nastąpił spory spadek do wartości 26,7 tys. Mg. Trend obniżenia się depozycji siarczanów w badanym okresie lat jest widoczny także w skali całego kraju [11, 15].

**Tabela 2.** Stężenia siarczanów, azotynów i azotanów w miesięcznych próbkach opadów w Białymstoku i Suwałkach w latach 2002–2009

**Table 2.** Sulphates, nitrites and nitrates concentrations in monthly samples of precipitations in Białystok and Suwałki in the years 2002–2009

Rok Year	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>				NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>			
	Białystok		Suwałki		Białystok		Suwałki	
	zakres range	średnia mean	zakres range	średnia mean	zakres range	średnia mean	zakres range	średnia mean
2002	1,68–5,98	2,53	1,24–5,43	2,34	0,36–1,21	0,51	0,20–0,67	0,41
2003	1,44–5,77	2,08	1,19–3,51	1,70	0,26–1,28	0,39	0,20–0,72	0,31
2004	1,20–4,00	1,95	0,69–2,94	1,66	0,22–1,03	0,42	0,14–0,61	0,39
2005	1,08–7,18	2,23	0,74–3,01	1,73	0,20–1,55	0,43	0,16–0,76	0,36
2006	1,28–5,24	2,19	1,36–4,96	2,11	0,26–1,36	0,52	0,26–1,65	0,50
2007	0,98–3,90	1,94	0,82–3,20	2,08	0,22–0,98	0,39	0,19–0,71	0,32
2008	1,42–3,05	2,14	1,18–2,89	1,85	0,34–0,93	0,51	0,23–0,67	0,49
2009	0,81–3,57	1,62	1,31–5,44	1,75	0,19–0,58	0,35	0,24–1,71	0,36

Całkowity ładunek azotynów i azotanów był znacznie mniejszy niż siarczanów i wahał się w granicach od 4,0 tys. Mg (2003 r.) do 6,6 tys. Mg (2008 r.) (rys. 4). Podobnie, jak w przypadku siarczanów, w roku 2009 nastąpił jego znaczny spadek do wartości 5,3 tys. Mg.



**Rys. 4.** Ładunki całkowite siarczanów, azotynów i azotanów wnoszonych z opadami na teren województwa podlaskiego w latach 2002–2009

**Fig. 4.** Sulphates, nitrites and nitrates total loads carried with precipitation on the area of the Podlaskie Voivodeship in the years 2002–2009

W ostatnich latach w wielu miejscach naszego kraju obserwuje się trend wzrostu wartości pH opadów atmosferycznych [7, 9]. Jest to efektem stopniowej redukcji emisji zanieczyszczeń zakwaszających do

atmosfery w kraju, jak i w całej Europie, co prowadzi do stopniowego obniżania się stężeń tych zanieczyszczeń w atmosferze. W przypadku województwa podlaskiego tendencja ta również jest zauważalna, choć nie tak wyraźnie, jak w innych częściach kraju, co wynika ze znacznie mniejszej emisji zanieczyszczeń, głównie SO<sub>2</sub>.

#### **4. Wnioski**

1. Analiza danych zgromadzonych w latach 2002–2009 w ramach monitoringu środowiska prowadzonego przez WIOŚ w Białymstoku wskazuje na dosyć częste występowanie kwaśnych deszczy (pH<5,65) na terenie województwa podlaskiego, na co główny wpływ ma emisja związków siarki. Udział opadów o wyraźnie obniżonej kwasowości (pH<5,1) w badanym okresie jest jednak nieduży, gdyż wynosi 14% średniomiesięcznych pomiarów.
2. Średnie roczne pH opadów zawierało się w granicach 5,07–5,96 i było często wyższe niż w innych regionach. Zagrożenie kwaśnymi deszczami na terenie województwa należy więc do jednych z najmniejszych w kraju.
3. Znacznie więcej opadów kwaśnych zanotowano w rejonie Białegostoku w porównaniu do miasta Suwałki. Ich stopień zakwaszenia był również wyraźnie wyższy. Wynika to przede wszystkim z koncentracji na tym obszarze uciążliwych dla środowiska zakładów produkcyjnych.
4. Odczyn opadów atmosferycznych na badanym terenie charakteryzuje się sezonowością. Najniższe wartości pH występują w okresie zimowo-wiosennym od października do marca, co spowodowane jest największą emisją zanieczyszczeń w sezonie grzewczym.
5. Wartości pH opadów atmosferycznych na terenie województwa podlaskiego cechuje od 2005 roku tendencja wzrostowa, co jest głównie spowodowane znaczną redukcją emisji zanieczyszczeń gazowych w tym czasie.

*Praca naukowa finansowana ze środków w ramach pracy statutowej  
S/WBiIS/1/11.*

## Literatura

1. **Dojlido J.R.:** *Chemia wód powierzchniowych*. Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok. 1995.
2. **Goyer R.A., Bachmann J., Clarkson T.W., Ferris B.G., Graham J., Mushak P., Perl D.P., Rall D.P., Schlesinger R., Sharpe W., Wood J.M.:** *Potential human health effects of acid rain: report of a workshop*. Environment Health Perspect, 60, 355–368 (1985).
3. **Górniak A.:** *Klimat województwa podlaskiego*. IMiGW, Białystok. 2000.
4. **Graniczny M., Mizerski.:** *Katastrofy przyrodnicze*. Wyd. PWN, Warszawa. 2007.
5. **Jansen W., Block A., Knaack J.:** *Kwaśne deszcze. Historia, powstawanie, skutki*. Aura, 4, 18–19 (1988).
6. **Kasza H., Mitoraj G.:** *Stopień zakwaszenia opadów atmosferycznych w pobliżu Ket (Polska południowa)*. Ochrona środowiska i Zasobów Naturalnych, 38, 123–130 (2009).
7. **Malzahn E.:** *Analiza kwasowości opadów atmosferycznych w Puszczy Białowieskiej w latach 1986–1992*. Pr. Inst. Bad. Leśn., Warszawa. 2001.
8. **Menz F.C., Seip H.M.:** *Acid rain in Europe and the United States: an update*. Environmental Science & Policy, 7, 253–265 (2004).
9. Ocena poziomów substancji i klasyfikacja stref województwa podlaskiego w 2009 r. WIOŚ, Białystok. 2010.
10. **Polkowska Ż., Astel A., Walna B., Małek S., Mędrzycka K., Górecki T., Siępak J., Namieśnik J.:** *Chemometric analysis of rainwater and throughfall at several sites in Poland*. Atmospheric Environment, 39, 837–855 (2005).
11. Raport o stanie środowiska w Polsce 2008. Biblioteka Monitoringu Środowiska. GIOŚ, Warszawa. 2010.
12. Raport o stanie środowiska województwa podlaskiego w latach 2002–2003. Biblioteka Monitoringu Środowiska. WIOŚ, Białystok. 2004.
13. **Skinder N.:** *Chemia a ochrona środowiska*. WSiP, Warszawa. 1998.
14. **Więckowski S., Więckowska I.:** *Globalne zagrożenia środowiska*. Wyd. WSiP, Kielce. 1999.
15. Zanieczyszczenie powietrza w Polsce w 2009 r. na tle wielolecia. Biblioteka Monitoringu Środowiska, IOŚ, Warszawa. 2011.

## **Occurrence of Acid Rains in the Podlaskie Province in the Years 2002–2009**

### **Abstract**

Acid rains have a pH of less than 5.65 (the normal acidity of unpolluted atmospheric water). They are the serious threat to nature and man. This problem especially refers to industrialized areas. Sulphur (SO<sub>2</sub>) and nitrogen (NO<sub>x</sub>) compounds are the main components causing acidifying of rainfalls. They get to the atmosphere first of all as the effect of domestic and economic activity of man, especially it refers to the municipal and housing sector, the power industry and the motor transportation. The region of the Podlaskie Voivodeship belongs to the most ecologically cleaner in the country, so presumably the problem of acid rains does not appear there.

The aim of the study is analysis of the reaction of precipitations and evaluation of the threat of the area of the Podlaskie Voivodeship with acid rains in the years 2002–2009. The measured data from the Provincial Inspectorate of Environmental Protection in Białystok were used in the work. It originates from two research stations dealing with the chemistry of rainfalls – in Białystok and in Suwałki.

The analysis of the obtained data shows quite often occurrence of acid rains (pH<5,65) on the area of the Podlaskie Voivodeship. Amount of rainfalls characterized by distinctly lowered acidity (pH<5,1) is however not large, because it is only 14% of monthly mean measurements. Annual means pH of rains in the range of 5,07–5,96 was higher than in the other regions. So the threat with acid rains on the study area is the lowest compared to the all country. The main influence on the pH of precipitation has the sulphur compounds there. In most cases lightly high concentration of sulphates in rainfalls was found. The nitrogen compounds appeared in little amounts there. Far more of acid rains were registered in the region of Białystok in comparison to Suwałki city. Their degree of the acidity was also evidently higher. This results first of all from the concentration in that area the environmentally arduous production plants. The reaction of rainfalls on the study area is characterized by the seasonality. The lowest values of pH appear within a winter-spring period from October to March, what is due to the greatest amounts of pollutions in the heating season.

The tendency to gradual increasing pH of rainfalls on the area of the Podlaskie Voivodeship has been noticed since the year 2005. The main reason is the considerable reduction of the emission of gaseous pollutants, which corresponds to the prevalent trend in the country.





## **Wpływ dodatku granulatu z ubocznych produktów spalania odpadów komunalnych na właściwości zawiesin popiołowo-wodnych**

*Waldemar Kępys, Radosław Pomykała  
AGH Akademia Górniczo-Hutnicza*

### **1. Wstęp**

Coraz ostrzejsze wymagania w zakresie ochrony środowiska oraz rosnąca świadomość ekologiczna społeczeństwa powodują, że jedną z najpilniejszych potrzeb w zakresie gospodarki odpadami komunalnymi jest zmniejszenie ich ilości. Dotyczy to przede wszystkim ilości odpadów dotychczas składowanych [3]. Jedną z najskuteczniejszych metod pozwalających na redukcję masy i objętości odpadów jest ich spalanie. Powstające w tym procesie stałe uboczne produkty spalania (popiół i żużel), w zależności od ich właściwości mogą być uznawane za odpady niebezpieczne, co znacznie ogranicza możliwości ich wykorzystania [1].

Poszukując możliwych kierunków zagospodarowania ubocznych produktów spalania odpadów komunalnych, analizowane są technologie, w których stosuje się odpady energetyczne pochodzące ze spalania węgla w instalacjach energetyki przemysłowej. Jednym z takich kierunków jest zastosowanie odpadów drobnoziarnistych w technologiach górniczych, jako składnika zawiesin (podsadzki zestalanej lub mieszaniny do doszczelniania zrobów) [4, 6, 7]. Uboczne produkty spalania odpadów komunalnych nie spełniają jednak wymagań (określonych m.in. w normie PN-G 11011:1998 [8]) stawianych tego typu materiałom, przede wszystkim w zakresie wymywalności zanieczyszczeń chemicznych, głównie metali ciężkich. Dlatego przed przystąpieniem do sporządzania zawiesin z udziałem ubocznych produktów spalania odpadów komunalnych, poddano je procesowi granulowania. Miało to na celu ograniczenie wymywania zanieczyszczeń chemicznych. Doświadczenia w tym zakresie opi-

sano we wcześniejszych pracach [2, 5]. W niniejszym artykule przeanalizowano właściwości fizyczne wodnych zawiesin z popiołów lotnych ze spalania węgla wraz z dodatkiem granulatu z ubocznych produktów spalania odpadów komunalnych.

## 2. Materiały i metodyka badań

Do procesu granulacji przeznaczono dwa rodzaje popiołów pobranych z instalacji do spalania odpadów komunalnych: popiół z kotła odzysknicowego oraz popiół z filtrów workowych. Popioły te granulowano w granulatorze talerzowym z dodatkiem cementu portlandzkiego CEM I 32,5R, jako środka wiążącego (rys. 1).



**Rys. 1.** Granulat przygotowany na bazie popiołu z kotła odzysknicowego oraz popiołu z filtrów workowych instalacji spalania odpadów komunalnych

**Fig. 1.** Granulate prepared on the base of fly ash from municipal solid waste incineration

Do przygotowania zawiesin popiołowo-wodnych wykorzystano dwa rodzaje popiołu, pochodzące z tej samej elektrowni spalającej węgiel kamienny. Wykorzystano popiół lotny z kotła fluidalnego (oznaczony symbolem PFT) oraz popiół lotny z kotła pyłowego, nie zawierający produktów odsiarczania spalin (oznaczony symbolem PLT). Do przygotowanych zawiesin popiołowo-wodnych, dodawano granulat o wielkości ziaren 2–6,3 mm, w stosunku masowym granulatu do zawiesiny (g/z) wynoszącym od 0,1 do 1,0. Całość mieszano w mieszarce. Udział popio-

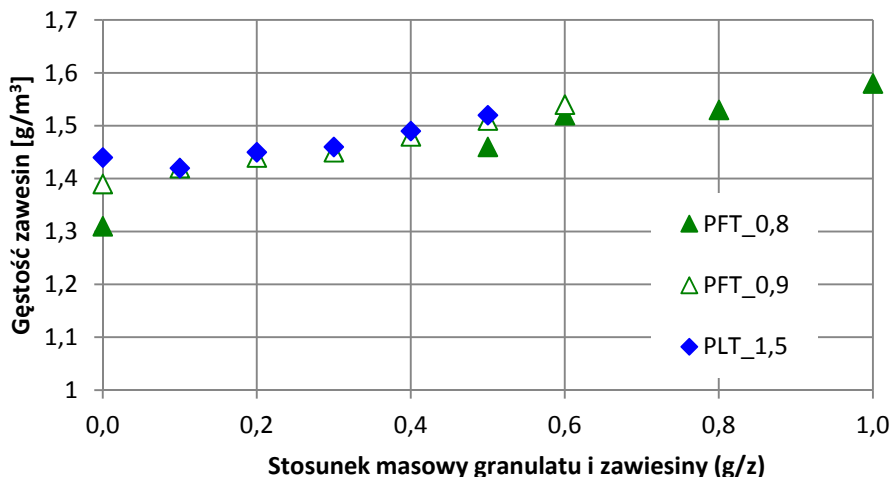
łu w zawiesinach dobierano tak, aby zapewnić możliwości transportu ich grawitacyjnego w kopalniach, a jednocześnie ograniczyć sedimentację granulatu w okresie sezonowania. Badania wybranych właściwości zawiesin i mieszanin zawiesin z granulatem przeprowadzono według normy PN-G-11011:1998 [8]. Wykonano oznaczenia:

- gęstości mieszanin,
- rozlewności,
- ilości wody nadosadowej,
- wytrzymałości na jednoosiowe ściskanie ( $R_c$ ),
- rozmakalności.

### 3. Wyniki badań

Wyniki badań właściwości zawiesin zestawiono w tabeli 1. Zawiesiny oznaczone numerami 1, 8 oraz 13 traktowano jako kontrolne, ponieważ zostały przygotowane bez udziału granulatu.

We wszystkich badanych przypadkach dodatek granulatu oznaczał zwiększenie gęstości zawiesin (rys. 2.). Wraz ze wzrostem gęstości zawiesin zmniejszała się ich rozlewność oraz ilość wody nadosadowej (rys. 3. i 4.).

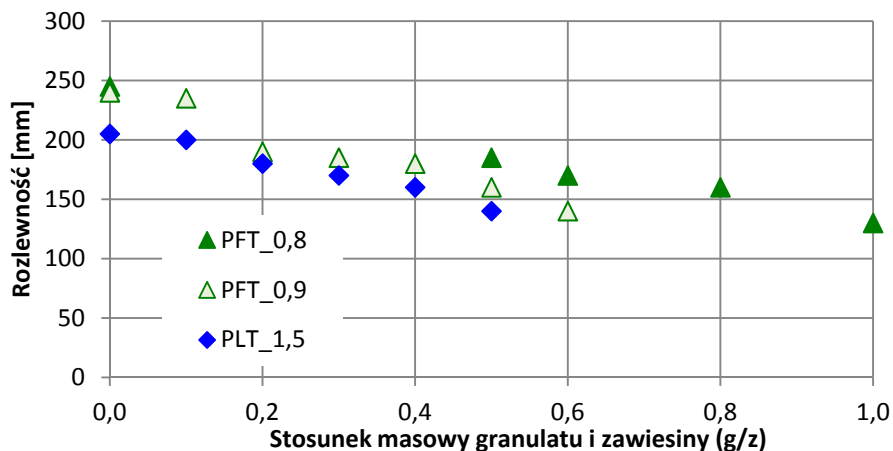


Rys. 2. Gęstość zawiesin i mieszanin w zależności od udziału granulatu

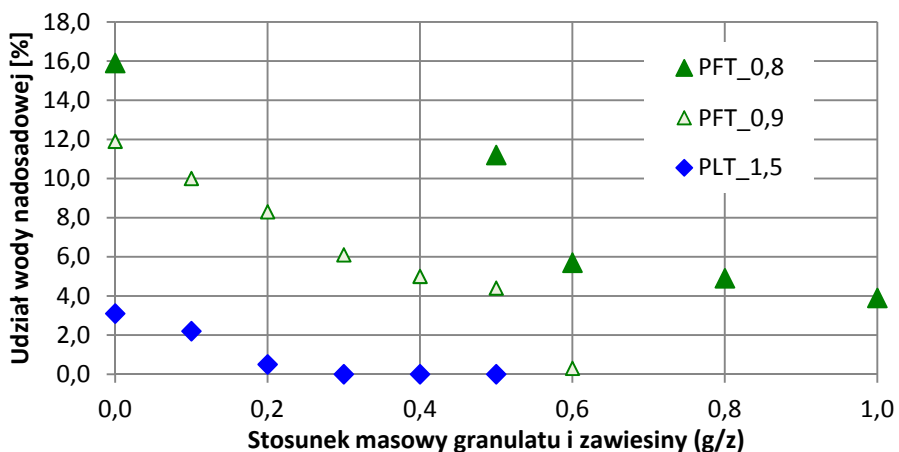
Fig. 2. Density of suspensions and mixtures depending on the share of granulate

**Tabela 1.** Właściwości zawiesin bez dodatku i z dodatkiem granulatu  
**Table 1.** Properties of suspensions without addition and with addition granulates

Lp. Popiół	Stosunek popiołu do wody w zawiesinie p/w	Stosunek wagowy granulatu do zawiesiny g/z	Gęstość [g/cm <sup>3</sup> ]	Rozlew-ność [mm]	Ilość wody nadosadowej [%]	Wytrzymałość na ściskanie Rc [MPa]	Rozmakał-ność [%]
1 PFT	0,9	0,0	1,39	240	11,9	3,20	3
2 PFT	0,9	0,1	1,42	235	10,0	2,49	21
3 PFT	0,9	0,2	1,44	190	8,3	2,20	25
4 PFT	0,9	0,3	1,45	185	6,1	1,40	40
5 PFT	0,9	0,4	1,48	180	5,0	1,36	44
6 PFT	0,9	0,5	1,51	160	4,4	1,30	52
7 PFT	0,9	0,6	1,54	140	0,3	1,02	59
8 PFT	0,8	0,0	1,31	245	15,9	1,93	15
9 PFT	0,8	0,5	1,46	185	11,2	1,16	30
10 PFT	0,8	0,6	1,52	170	5,7	1,07	43
11 PFT	0,8	0,8	1,53	160	4,9	0,87	57
12 PFT	0,8	1,0	1,58	130	3,9	0,81	69
13 PLT	1,5	0,0	1,44	205	3,1	0,09	100
14 PLT	1,5	0,1	1,42	200	2,2	0,15	100
15 PLT	1,5	0,2	1,45	180	0,5	0,24	61
16 PLT	1,5	0,3	1,46	170	0,0	0,41	58
17 PLT	1,5	0,4	1,49	160	0,0	0,73	54
18 PLT	1,5	0,5	1,52	140	0,0	0,79	52

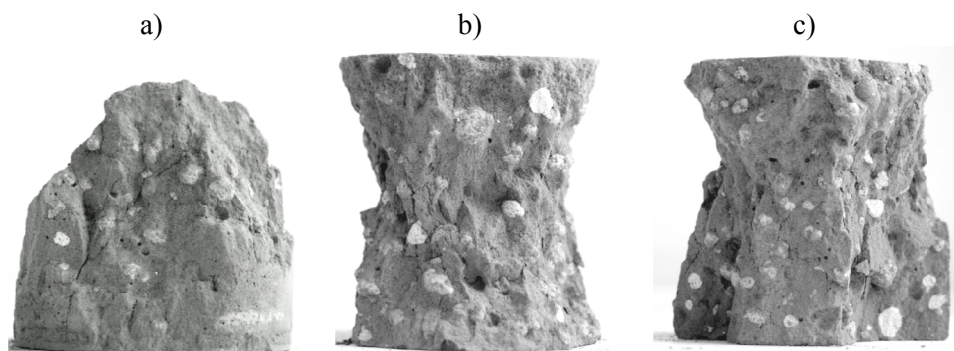


**Rys. 3.** Rozlewność zawiesin i mieszanin w zależności od udziału granulatu  
**Fig. 3.** Fluidity of suspensions and mixtures depending on the share of granulate



**Rys. 4.** Ilość wody nadosadowej zawiesin i mieszanin w zależności od udziału granulatu  
**Fig. 4.** Amount of supernatant water depending on the share of granulate

Po 28 dniach sezonowania w warunkach powietrzno-suchych zawiesin oraz mieszanin zawiesin z granulem, wykonano badania wytrzymałości na jednoosiowe ściskanie ( $R_c$ ) oraz rozmałalności. Zdjęcia zniszczonych próbek zawiesin z popiołu PLT z dodatkiem granulatu, po badaniu wytrzymałości na ściskanie przedstawiono na rys. 5.

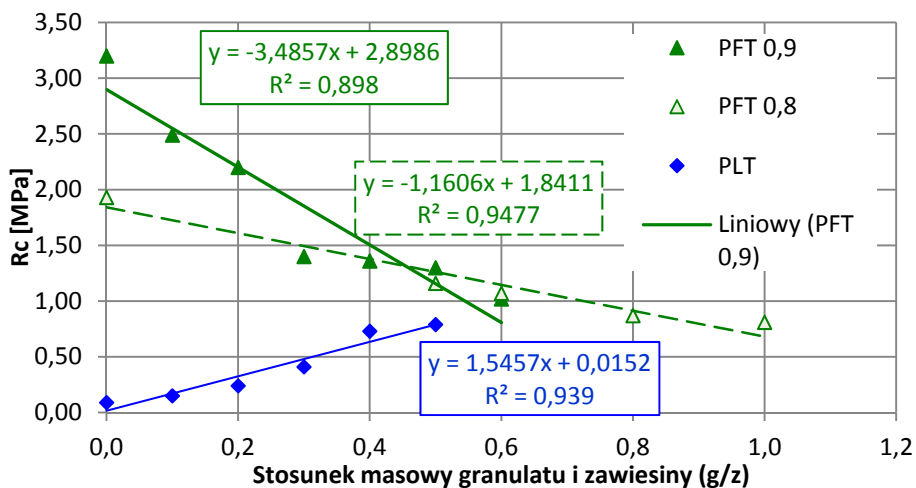


**Rys. 5.** Przykładowe próbki, zniszczone podczas próby jednoosiowego ściskania, mieszanin o stosunku granulatu do zawiesin: a) 10%, b) 20%, c) 30%

**Fig. 5.** Samples destroyed during single-axis compression tests, the weight ratio of granulates to suspensions: a) 10% b) 20% c) 30%

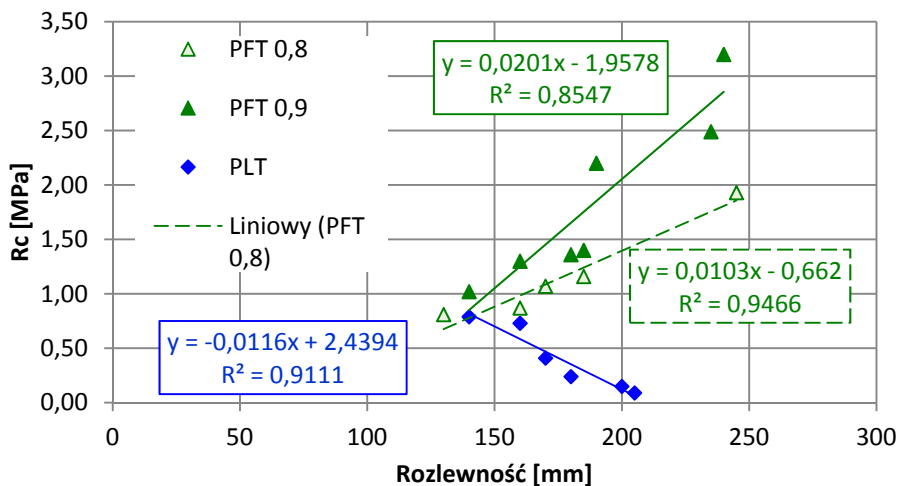
W zależności od rodzaju popiołu lotnego ze spalania węgla, największą i najmniejszą wytrzymałość na ściskanie zaobserwowano dla próbek nie zawierających dodatku granulatu. Wartość maksymalną 3,2 MPa – dla zawiesiny na bazie popiołu fluidalnego o stosunku popiołu do wody  $p/w = 0,9$ ; a minimalną: 0,09 MPa, dla zawiesiny przygotowanej z popiołu bez produktów odsiarczania spalin o  $p/w = 1,5$ . Wytrzymałości na ściskanie zawiesin z dodatkiem granulatu zawierały się w przedziale od 0,09 do 3,2 MPa. Zależności  $R_c$  od zawartości granulatu oraz od rozlewności przedstawiają rys. 6 i 7. Charakterystyczne jest, że obecność granulatu w zawiesinach przygotowanych z popiołu fluidalnego PFT, spowodowała obniżenie ich wytrzymałości na ściskanie. Odwrotna sytuacja miała miejsce dla zawiesin przygotowanych z popiołu lotnego PLT. Tutaj wytrzymałości na ściskanie była wyższa dla próbek zawierających większy udział granulatu. We wszystkich przypadkach zależności te były bardzo wyraźne, co potwierdzają wysokie wartości współczynników determinacji.

Odmienne zachowanie próbek, w stosunku do badań wytrzymałości na ściskanie, zaobserwowano podczas określania ich rozmakalności (rys. 8). W przypadku zawiesin z udziałem popiołu fluidalnego PFT, wraz ze wzrostem udziału granulatu rozmakalność była wyraźnie wyższa. Dodatek granulatu do zawiesin na bazie popiołu lotnego PLT spowodował zmniejszenie ich rozmakalności, chociaż w tym wypadku zależność ta była mniej ewidentna.



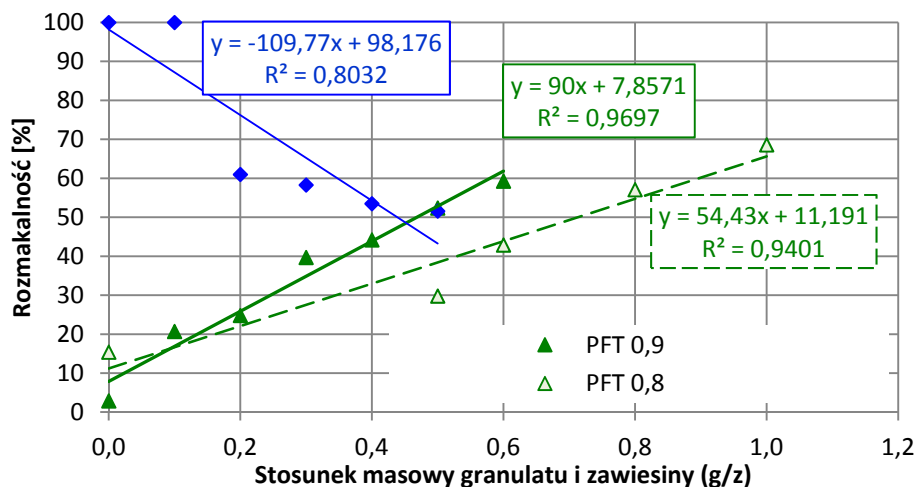
**Rys. 6.** Wytrzymałość na jednoosiowe ściskanie zawiesin i mieszanin w zależności od udziału granulatu

**Fig. 6.** Single-axis compression strength of suspensions and mixtures samples depending on the share of granulate



**Rys. 7.** Wytrzymałość na jednoosiowe ściskanie zawiesin i mieszanin w zależności od ich rozlewności

**Fig. 7.** Single-axis compression strength of suspensions and mixtures samples depending on its fluidity



Rys. 8. Rozmalkalność próbek zawiesin i mieszanin w zależności od udziału granulatu

Fig. 8. Collapsing behavior of suspensions and mixtures samples depending on the share of granulate

#### 4. Podsumowanie badań

Przygotowanie zawiesin z dodatkiem granulatu wiąże się z szeregiem problemów, z których najważniejszy dotyczy równomiernego rozmieszczenia granул, nie tylko bezpośrednio po mieszaniu, ale również w całym okresie ich sezonowania. Ustalono, że wpływ na równomierność rozmieszczenia granул w zawieszynie mają takie czynniki jak: gęstość i konsystencja zawiesiny (zależne m.in. od rodzaju popiołu), wielkość ziaren granulatu, jego wilgotności oraz nasiąkliwości.

Dodatek granulatu do zawiesin popiołowo-wodnych powoduje istotne zmiany ich właściwości. Z powodu jego niskiej wilgotności oraz nasiąkliwości, już podczas mieszania z zawieszynami następowało pochłanianie wody zarobowej. Skutkowało to zmniejszeniem rozlewności zawiesin, a następnie również ilości wody nadosadowej mieszanin zawierających granulat, w porównaniu do zawiesin o takim samym składzie (p/w), ale bez udziału granulatu. O ile mniejsza rozlewność może oznaczać utrudnienia w hydrotransporcie zawiesin, o tyle ograniczenie ilości wody nadosadowej jest zjawiskiem korzystnym z punktu widzenia wymagań wspomnianej normy, oraz technologii stosowania zawiesin. Do-



puszczalne wartości ilości wody nadosadowej dla podsadzki zestalanej to 7%, a dla mieszanin do doszczelniania zrobów zawałowych – 15%. Spośród badanych zawiesin, wszystkie na bazie popiołu PLT z dodatkiem granulatu spełniają wymagania normowe, natomiast zawiesiny z popiołu PFT, wtedy gdy stosunek granulatu do zawiesiny jest większy niż 0,2.

Interesujące wyniki uzyskano w rezultacie badań właściwości mechanicznych. Zaobserwowano wyraźny wzrost wytrzymałości na jednoosiowe ściskanie zawiesin na bazie popiołu PLT wraz ze zwiększaniem udziału granulatu. Z kolei dla zawiesin sporządzonych z popiołu fluidalnego PFT, największe wartości  $R_c$  uzyskano dla zawiesin o jak najmniejszym oraz zerowym udziale granulatu. Cecha ta może być bardzo korzystna w przypadku stosowania granulatów wraz z zawiesinami na bazie popiołów bez produktów odsiarczania spalin, które w ostatnim czasie są najczęściej oferowane zakładom górniczym.

## 5. Wnioski

Przeprowadzone badania wykazały, że istnieje możliwość sporządzenia zawiesin z dodatkiem granulatu, spełniających wymagania normy PN-G-11011:1998. W tym celu konieczne jest poprawne dobranie konsystencji zawiesiny popiołowo-wodnej oraz udziału i rodzaju granulatu. Dokładna receptura takich trójskładnikowych mieszanin powinna zapewniać spełnienie wymagań normy oraz bezproblemowy transport rurociągiem.

Zawiesiny popiołowo-wodne z dodatkiem granulatu mogą znaleźć zastosowanie w technologiach górniczych nie tylko jako sposób zagospodarowania kłopotliwych odpadów. Zawiesiny takie mogą stanowić korzystne rozwiązanie w przypadku konieczności stosowania odpadów energetycznych nie zapewniających wysokich wartości wytrzymałościowych zawiesin, gdy konieczne jest ograniczenie ilości wody nadosadowej czy też w przypadku niedoboru odpadów z energetyki zawodowej.

## Literatura

1. European Commission. Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC). Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration (August 2006), pobrano z: [http://ftp.jrc.es/eippcb/doc/wi\\_bref\\_0806.pdf](http://ftp.jrc.es/eippcb/doc/wi_bref_0806.pdf).

2. **Kępyś W., Wisła-Walsh E.:** *A pelletizing of fly ashes from municipal solid waste incineration – an effect of binding agents and additives on granulate chemical and mechanical properties*. Polish Journal of Environmental Studies, vol. 16, no. 3B, 223–227 (2007).
3. Krajowy plan gospodarki odpadami 2014, przyjęty uchwałą Rady Ministrów nr 217 z dnia 24 grudnia 2010 r. (M.P. nr 101, poz. 1183).
4. **Mazurkiewicz M., Piotrowski Z., Tajduś A.:** *Lokowanie odpadów w kopalniach*. Biblioteka Szkoły Eksploatacji Podziemnej, Kraków. 1997.
5. **Mięso R., Wisła-Walsh E., Kępyś W., Piotrowski Z.:** *Scalanie odpadów niebezpiecznych: bezpieczne składowanie i wykorzystanie*. Ochrona i inżynieria środowiska: zrównoważony rozwój. Szkoła Ochrony i Inżynierii Środowiska. KIŚ PAN, Kraków, 41–48 (2004).
6. **Piotrowski Z.:** *Odzysk odpadów drobnofrakcyjnych w górnictwie węgla kamiennego*. Archiwum Górnictwa, Monografia 12/2011, Wyd. Instytutu Mechaniki Górotworu PAN, Kraków. 2011.
7. **Piotrowski Z., Pomykała R., Kanafek J.:** *The utilization of energy waste in Polish underground coalmines*. WOCA 2009 Proceeding, International Ash Utilization Symposia Series, CAER UK, Lexington. 2009.
8. PN-G-11011:1998. Materiały do podsadzki zestawianej i doszczelniania zrobów. Wymagania i badania.

## **Effect of Addition of Granulate from By-products of Municipal Solid Waste Incineration on Properties of Fly Ash Suspension**

### **Abstract**

As a result of incineration of municipal solid waste, fly ashes as by-products are produced. New methods and directions of reusing of this kind of wastes are constantly looking for. The ashes have been granulated and in this form were added to the ash-water suspensions prepared with ashes from coal combustion in power plant. Two kinds of ashes were used: fly ash without flue gas desulphurization products and fly ash from fluidized bed combustion boiler. Applied recipes prepared in order to meet the requirements of Polish Standard in the field of use it as a solidification backfill or mixture for gob filling in underground coal mining. The main objective of the study was to investigate the effect of the addition of varying amounts of granules obtained from fly ash from incineration of municipal solid waste on the properties of suspensions used for backfill or gob filling. Studies have shown that the addition of granules has a positive effect on the mechanical properties of suspensions prepared from the ash produced without flue gas desulphurization products.



## **Efektywność robót konserwacyjnych urządzeń melioracyjnych w programie „Rowy”**

*Czesław Przybyła, Jerzy Bykowski  
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

*Renata Marcinkowska  
Wielkopolski Zarząd Melioracji i Urządzeń Wodnych, Poznań  
Rejonowy Oddział, Leszno*

### **1. Wstęp**

Główny wpływ na skuteczność funkcjonowania nawadniających i odwadniających systemów melioracyjnych ma stan techniczny cieków i kanałów melioracji podstawowych – stanowiące doprowadzalniki i odbiorniki wody [1, 4, 5, 8]. Niskie nakłady finansowe przeznaczane z budżetu państwa na utrzymanie urządzeń sprawiło, że ich stan techniczny ulega ciąglemu pogorszeniu, przez co infrastruktura wodno-melioracyjna nie spełnia założonych celów [2, 3, 6, 7]. Szukając sposobów poprawy efektywności wydatkowania środków finansowych na jej utrzymanie opracowano i wdrożono w Polsce program gospodarczy o nazwie „Rowy”. Głównym jego celem była aktywizacja zawodowa bezrobotnych z terenów wiejskich o wysokim zagrożeniu bezrobociem, przy jednoczesnym zwiększeniu zakresu wykonywanych robót konserwacyjnych. Program był finansowany w większości przez Fundusz Pracy i Europejski Fundusz Społeczny.

### **2. Cel i zakres pracy**

Celem pracy była analiza efektywności robót konserwacyjnych realizowanych na ciekach i kanałach melioracji podstawowych w latach 2006–2010 w ramach programu „Rowy”, na przykładzie powiatu leszczyńskiego, w województwie wielkopolskim. W pracy przeanalizowano

wielkość nakładów rzeczowo-finansowych, zakres wykonanych robót, a także aspekty społeczne, wynikające z realizacji programu.

### 3. Wyniki

Powiat leszczyński o łącznej powierzchni 804,65 km<sup>2</sup> ma charakter typowo rolniczy, a użytki rolne stanowią 63% jego obszaru. Podstawę nawadniająco-odwadniającego systemu melioracyjnego powiatu stanowią ciek i kanały melioracji podstawowych, o sumarycznej długości ewidencyjnej 187,304 km, w zlewniach Rowów Polskiego i Krzyckiego oraz Kościańskiego Kanału Obry. Do właściwego utrzymywania urządzeń melioracji podstawowych zobowiązany jest Wielkopolski Zarząd Melioracji i Urządzeń Wodnych w Poznaniu w ramach zadań rządowych zleconych Marszałkowi Województwa.

Jak wynika z przeprowadzonych analiz, w latach 2006–2010 na terenie powiatu leszczyńskiego coroczną konserwacją obejmowano od 59,8 do 107,1 km cieków i kanałów, co stanowiło od 31,9 do 57,2% łącznej ich długości ewidencyjnej. Statystycznie w badanym okresie roboty konserwacyjne wykonano zatem średnio na mniej niż połowie (41,4%) długości eksploatowanych cieków i kanałów melioracyjnych (tabela 1).

**Tabela 1.** Zakres robót konserwacyjnych wykonanych na ciekach i kanałach melioracji podstawowych na terenie powiatu Leszno w latach 2006–2010

**Table 1.** Range of conservation work carried out in water courses and basic melioration canals on the area of Leszno district in the years 2006–2010

Lata	Łączna długość cieków objętych konserwacją		Roboty konserwacyjne			
			w programie „Rowy”		w trybie przetargu	
	km	% długości ewidencyjnej	km	% długości	km	% długości ewidencyjnej
2006	89,752	47,9	47,102	52,5	42,650	47,5
2007	59,810	31,9	25,550	42,7	34,260	57,3
2008	107,100	57,2	38,890	36,3	68,210	63,7
2009	62,990	33,6	35,740	56,7	27,250	43,3
2010	68,014	36,3	49,810	73,2	18,204	26,8
<b>średnia</b>	<b>77,533</b>	<b>41,4</b>	<b>39,418</b>	<b>50,8</b>	<b>38,115</b>	<b>49,2</b>

Roboty konserwacyjne były zlecane do realizacji w dwóch wariantach – w programie „Rowy” (A) oraz w trybie przetargów nieograniczonych (B). Program „Rowy” był finansowany przez Wojewódzki Urząd Pracy w Poznaniu, Rejonowy Oddział Wielkopolskiego Zarządu Melioracji i Urządzeń Wodnych w Lesznie oraz zainteresowane urzędy miast i gmin powiatu leszczyńskiego. Zlecenie robót w trybie przetargu organizował i finansował Rejonowy Oddział Wielkopolskiego Zarządu Melioracji i Urządzeń Wodnych w Lesznie.

W analizowanym okresie roboty konserwacyjne były zrealizowane średnio w równym stopniu, po około 50% dla każdego z dwóch trybów zleceń, chociaż w 2010 roku dominował tryb programu „Rowy” (73,2% długości cieków i kanałów objętych konserwacją), a w 2008 roku głównym był tryb przetargów (63,7%) (tabela 1).

Dalsze analizy realizacji programu „Rowy” w powiecie leszczyńskim wykazały (tabela 2), że w latach 2006–2010 rzeczywista długość cieków i kanałów melioracji podstawowych objętych robotami konserwacyjnymi stanowiła średnio od 48,7 do 107,0% długości wynikających z planu rzeczowo-finansowego (średnio 72,1%), opracowanego w Rejonowym Oddziale Wielkopolskiego Zarządu Melioracji i Urządzeń Wodnych (RO WZMiUW) w Lesznie. Koszty rzeczywiste robót stanowiły natomiast od 54,7 do 75,9% wartości kosztów planowanych (średnio 64,8%).

W tabeli 3 zestawiono wartości kosztorysowe robót konserwacyjnych oszacowane w kosztorysie inwestorskim oraz rzeczywiste koszty robót realizowanych w programie „Rowy” i trybach przetargowych na terenie powiatu leszczyńskiego. Średnie wartości kosztorysowe robót w analizowanym okresie szacowane dla obydwu trybów były zbliżone i wynosiły około 225 tys. złotych. Obliczone dla tego okresu średnie rzeczywiste koszty robót wynosiły natomiast dla programu „Rowy” 198 tys. zł, a dla trybu przetargu 157 tys. złotych, co stanowiło odpowiednio 88,4% i 70,8% średniej wartości kosztorysowej. Może to wskazywać na wyższą efektywność zlecenia robót w trybie przetargowym, w którym rzeczywisty koszt robót, przy założeniu pełnego wykonania zakresu prac wynikającego z opisu przedmiotu zamówienia, był niższy niż w przypadku realizacji robót w ramach programu „Rowy”.

Obliczony średni koszt jednostkowy konserwacji 1 kilometra cieku lub kanału był zróżnicowany i wynosił odpowiednio 4115 zł i 5030 zł, na korzyść procedury przetargowej.

**Tabela 2.** Planowany i rzeczywisty zakres robót oraz koszty prac konserwacyjnych w programie „Rowy”, realizowanego na terenie powiatu Leszno w latach 2006–2010  
**Table 2.** The planned and the real range of work and costs of conservation work in the „Rowy” (ditches) program realized on the area of Leszno district in the years 2006–2010

Lata	Długość cieków objęta konserwacją (km)		% długości rzeczywistej do planowanej	Koszty (zł)		Koszty rzeczywiste w stosunku do planowanych (%)
	planowana	rzeczywista		planowane	rzeczywiste	
2006	44,028	47,102	107,0	189 733	134 947	71,1
2007	43,495	25,550	58,7	167 301	106 990	64,0
2008	79,838	38,890	48,7	462 108	252 672	54,7
2009	57,968	35,740	61,7	359 871	231 018	64,2
2010	47,981	49,810	103,8	350 171	265 759	75,9
<b>średnia</b>	<b>54,662</b>	<b>39,418</b>	<b>72,1</b>	<b>305 837</b>	<b>198 277</b>	<b>64,8</b>

**Tabela 3.** Wartość kosztorysowa i rzeczywiste koszty robót konserwacyjnych realizowanych na terenie powiatu Leszno w latach 2006–2010 (A – program „Rowy”, B – przetarg nieograniczony)

**Table 3.** Cost calculation value and the real costs of conservation works realized on the area of Leszno district, in the years 2005–2010 (A – „Rowy” program, B – unlimited tender)

Koszt	Tyb realizacji	Lata						średnia
		2006	2007	2008	2009	2010		
Wartość kosztorysowa (zł)	A	193 957	134 566	239 274	252 954	300 648		<b>224 280</b>
	B	222 633	173 028	333 481	256 760	121 586		<b>221 498</b>
Koszt rzeczywisty (zł)	A	134 947	106 990	252 672	231 018	265 759		<b>198 277</b>
	B	154 023	159 317	240 856	142 349	87 728		<b>156 855</b>
Stosunek kosztów rzeczywistych do kosztorysowych (%)	A	69,6	79,5	105,6	91,3	88,4		<b>88,4</b>
	B	69,2	92,1	72,2	55,4	72,2		<b>70,8</b>
Rzeczywiste koszty jednostkowe (zł/km)	A	2865	4188	6497	6464	5335		<b>5030</b>
	B	3611	4650	3531	5224	4819		<b>4115</b>

Z analizy wynika, że w przypadku koszenia dna i skarp oraz odmulania, roboty były wykonywane w podobnym zakresie dla analizowanych trybów. Hakowanie roślinności pływającej i korzeniącej się w dnie, wykonano średnio na długości 8 -krotnie większej w programie „Rowy”, w porównaniu z trybem przetargowym zlecenia robót. Odkrzaczanie cieków z kolei na długości 2 -krotnie większej w trybie przetargu, w porównaniu z programem „Rowy”. Co istotne wszystkie roboty realizowane w programie „Rowy” wykonywane były sposobem ręcznym, a co miesiąc dokonywano odbioru pod względem ilościowym i jakościowym (w protokołach stwierdzono iż prace wykonane zostały prawidłowo, z dużą dokładnością).

W tabeli 4 zestawiono rzeczywiste koszty realizacji robót w programie „Rowy” wraz z udziałem w ich pokryciu przez poszczególne jednostki – uczestników programu. Roczne koszty ogółem w latach 2006–2010 wynosiły od 107 tys. do 266 tys. zł, przy wartości średnio rocznej około 200 tys. zł. Największy udział w ich pokryciu na poziomie średnim 77% miał Wojewódzki Urząd Pracy, który finansował koszty wynagrodzenia podstawowego łącznie ze składką na ubezpieczenia społeczne oraz dojazdów pracowników do miejsca pracy. Rejonowy Oddział Wielkopolskiego Zarządu Melioracji i Urządzeń Wodnych w Lesznie pokrywał koszty zakupu odzieży ochronnej i sprzętu oraz nadzoru technicznego nad robotami, a jego udział w poniesionych kosztach stanowił średnio 9% kosztów ogółem. Urzędy miast i gmin, które współfinansowały program na poziomie średnio 14%, finansowały koszty funduszu pracy, badań lekarskich oraz wydatków socjalnych (bhp).

Uzgodniona z samorządami liczba zatrudnionych w ramach programu wynosiła w poszczególnych latach od 26 do 37 (średnio 31 robotników) a czas realizacji robót wynosił od 3 do 6 miesięcy w roku (średnio 4,8 miesiąca). W programie „Rowy” w latach 2006–2010 zatrudniano osoby z grupy ryzyka zawodowego (bezrobotni powyżej 12 miesięcy, w większości z terenów wiejskich).

**Tabela 4.** Struktura nakładów finansowych przeznaczonych w programie „Rowy” na roboty konserwacyjne na terenie powiatu Leszno w latach 2006–2010 (*WUP – Wojewódzki Urząd Pracy, WZMiUW – Wielkopolski Zarząd Melioracji i Urządzeń Wodnych, UG – Urzędy Gminne*)

**Table 4.** Structure of the financial outlays designed in the „Rowy” program for conservation works on the area of Leszno district, in the years 2006–2010 (*WUP – Provincial Labour Office, WZMiUW – Great Poland Management of Melioration and Water Installations, UG – Communal Offices*)

Lata	Liczba zatrudnionych	Koszt ogółem (zł)	Udział w kosztach (zł)			Średni koszt jednostkowy zatrudnienia w miesiącu (zł/pracownika)	Czas zatrudnienia (miesiące)
			WUP	WZMiUW	UG		
2006	37	134 947	101 112 74,9%	21 871 16,2%	11 964 8,9%	1216	3
2007	27	106 990	77 461 72,4%	13 696 12,8%	15 833 14,8%	1321	3
2008	36	252 672	202 178 80,0%	19 896 7,9%	30 598 12,1%	1170	6
2009	26	231 018	174 233 75,4%	15 503 6,7%	41 282 17,9%	1481	6
2010	30	265 759	208 550 78,5%	18 060 6,8%	39 149 14,7%	1477	6
<b>średnia</b>	<b>31,2</b>	<b>198 277</b>	<b>152 707 77,0%</b>	<b>17 805 9,0%</b>	<b>27 765 14,0%</b>	<b>1324</b>	<b>4,8</b>



O doborze odpowiednich pracowników do prac interwencyjnych decydował Powiatowy Urząd Pracy w Lesznie, który typował według następujących kryteriów: bezrobotni powyżej 50 i do 25 roku życia; bezrobotni bez kwalifikacji zawodowych, bez doświadczenia zawodowego lub bez wykształcenia średniego; dłużnicy alimentacyjni oraz bezrobotni, którzy po odbyciu kary pozbawienia wolności nie podjęli zatrudnienia. Po dokonaniu rekrutacji Urzędy Gmin zawierały umowy o pracę jednoetapowo tzn. bez okresu próbnego na określonych warunkach płacy. Pracowników skierowanych do konserwacji cieków przeszkolono w zakresie bezpieczeństwa i higieny pracy, przedstawiono im zakres prac do wykonania oraz wyposażono w odzież roboczą i odpowiedni sprzęt, który zapewnił RO WZMiUW w Lesznie. Nad prawidłowym wykonywaniem robót konserwacyjnych nadzór sprawowali pracownicy techniczni, którzy także kontrolowali obecność pracowników jak i ich umiejętności, stosunek do pracy oraz wydajność.

Biorąc pod uwagę zakres wykonanych robót konserwacyjnych należy stwierdzić, iż zakładane plany w czterech z pięciu rozpatrywanych lat nie zostały wykonane w 100%. Przyczyną tego była między innymi absencja z tytułu zwolnień lekarskich, która wynosiła od 11 do 17% nominalnego czasu pracy.

Obliczony średni koszt zatrudnienia pracownika w programie „Rowy” wynosił zatem w analizowanym okresie od 1170 do 1481 zł miesięcznie, przy wartości średniej 1.324,00 zł (tabela 4).

Ważnym czynnikiem decydującym o ilości i jakości wykonania robót był stosunek do pracy pracowników zatrudnionych w programie „Rowy”. Z przeprowadzonej analizy rozmiaru i wartości robót wynika, że wydajność pracowników nie była w pełni zadowalająca. Nadzorujący pracownicy techniczni w swych opiniach stwierdzali bierną postawę wobec pracy u części robotników, co przejawiało się bardzo powolnym wykonywaniem czynności. Część z nich z kolei umiejętności do prac konserwacyjnych nabyła zdecydowanie szybko, co wpływało na ich dużą wydajność oraz jakość robót. Ze względu na warunki finansowania, brak premiowania i nagradzania najlepszych pracowników ogólna ich wydajność była jednak przeciętna.

Przy nie najwyższej możliwej wydajności, jednak dzięki zatrudnieniu robotników w programie „Rowy” nastąpiła poprawa ich sytuacji społeczno-ekonomicznej. Zdobycie źródeł utrzymania przyczyniło się do

ograniczenia poziomu pogłębiającej się biedy i ubóstwa, na które narażone są osoby długotrwale bezrobotne. Praca przyczyniła się również do przeciwdziałania zjawisku wykluczenia społecznego poprzez skrócenie okresu pozostawania bez pracy oraz pogłębiania się negatywnych (biernych) postaw wobec pracy.

#### **4. Wnioski**

Na podstawie analizy zakresu i kosztów robót konserwacyjnych wykonanych w latach 2006–2010 na terenie powiatu leszczyńskiego w trybie przetargu oraz programie „Rowy” sformułowano następujące wnioski:

1. Wielkość środków finansowych przeznaczanych na utrzymanie urządzeń melioracji podstawowych nie zapewniła odpowiedniego zakresu rzeczowego oraz częstości wykonania robót konserwacyjnych, zgodnie z wymaganiami technicznymi dotyczącymi utrzymania cieków i kanałów. Łączne środki pochodzące z budżetu państwa i programu „Rowy” pozwoliły na objęcie robotami konserwacyjnymi średnio rocznie zaledwie 41% długości ewidencyjnej cieków i kanałów w powiecie.
2. Powstanie i realizacja programu „Rowy” przyczyniło się w analizowanym okresie do zwiększenia zakresu rzeczowego robót konserwacyjnych urządzeń melioracji podstawowych w powiecie średnio rocznie o około 50%, co wpłynęło korzystnie na gospodarkę wodną w zlewniach oraz poprawiło stan techniczny rowów i bezpieczeństwo powodziowe.
3. Roboty konserwacyjne wykonane w trybie przetargu były z ekonomicznego punktu widzenia bardziej efektywne niż w programie „Rowy”, a średni jednostkowy koszt konserwacji 1 kilometra cieku lub kanału wynosił odpowiednio 4115 zł i 5030 zł, na korzyść procedury przetargowej. Wszystkie roboty konserwacyjne nadzorowane przez specjalistów d.s. melioracji, pod względem technicznym zostały wykonane prawidłowo, dzięki czemu osiągnięto dobry stan techniczny urządzeń.
4. Obliczony średni koszt zatrudnienia pracownika w programie „Rowy” wynosił w analizowanym okresie od 1170 do 1481 zł na miesiąc, przy wartości średniej 1324 zł. Zatrudnienie średnio rocznie 31 bezrobotnych wpłynęło korzystnie na ich sytuację społeczno – ekonomiczną, przez zdobycie źródeł utrzymania oraz przyczyniło się do przeciwdziałania wykluczeniu społecznemu przez skrócenie okresu pozostawania bez pracy.

## Literatura

1. **Bala W., Kwapisz J., Wróbel F.:** *Wyznaczanie normatywów obsługiwanian rowów melioracyjnych na podstawie badań eksploatacyjnych.* Zesz. Nauk. AR w Krakowie, ser. Sesja Naukowa, 28, 107–124 (1990).
2. **Bykowski J., Szafrąński Cz., Fiedler M.:** *Potrzeby modernizacji systemów melioracyjnych dla optymalnego kształtowania zasobów wodnych użytków rolnych.* Zesz. Nauk. AR w Krakowie, 355, z. 59, 47–55 (1998).
3. **Bykowski J., Przybyła Cz., Rutkowski J.:** *Stan urządzeń melioracyjnych oraz potrzeby ich konserwacji warunkiem optymalizacji gospodarowania wodą w rolnictwie na przykładzie Wielkopolski.* Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering, Vol. 56 (3), 45–51 (2011).
4. **Gruszczyński J., Kwapisz J., Łokas M., Vogelgesang J., Woźniak A.:** *Ocena efektywności procesu eksploatacji systemów nawadniająco – odwadniających.* Zesz. Nauk. AR w Krakowie, Tech. Rol., 14, 19–40 (1996).
5. **Nyc K., Pokładek R.:** *Aktualne problemy melioracji użytków zielonych.* Zesz. Nauk. AR Wrocław, z. 2b, 97–103 (2008).
6. **Przybyła Cz., Szafrąński Cz.:** *Problemy gospodarowania wodą w rolnictwie Wielkopolski.* IMUZ, Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, t.4, z. 2a (11), 25–38 (2004).
7. **Przybyła Cz., Mroziak K., Bykowski J., Kozaczyk P., Sielska I.:** *Niedobory wody i potrzeby nawodnień w zlewni Kościańskiego Kanalu Obry.* Zesz. Prob. Post. Nauk. Rol. 532, 237–245 (2008).
8. **Przybyła Cz., Bykowski J., Mroziak K., Napierała M.:** *Rola infrastruktury wodno-melioracyjnej w procesie suburbanizacji.* Rocznik Ochrona Środowiska, T. 13, Cz. 1, 769–786 (2011).

## Effectiveness of Maintenance Works of Land Reclamation Equipment in the "Rowy" Programme

### Abstract

The objective of the presented work was the analysis of the effectiveness of conservation works in water courses and in basic melioration canals, in the years 2006–2010 within the „Rowy” (ditches) program realized on the example of the Leszno district.

Subject of analyses were: the size of the material and financial outlays, the range of the performed works and also the social aspects resulting from the realization of the program. The main objective of the program was the professional activation of unemployed persons from rural areas with a high danger of unemployment in a situation of an increased range of the necessary conservation works. The

amount of financial means designed for the maintenance of water courses and melioration canals in the realization period did not ensure an adequate material range and the required frequency of conservation work performance, according to the technical requirements referring to the maintenance of water courses and canals. In the years 2006–2010, on the area of Leszno district, every year, the annual conservation covered from 59,8 to 107,1 km of water courses and canals making from 32 to 57% of the total evidenced length. Statistically, in the studied period, the conservation works were performed on the average, on less than one half of the length requiring such repair (41,4%) of the used water courses and melioration canals. The average real costs of the works amounted for the „Rowy” program – 198 thous. PLN, and in the tender mode – 157 thous. PLN making 88% and 71% of the mean cost calculation value, respectively. The conservation works carried out in the tender mode were, from the economic point of view, more effective than in the „Rowy” program, and the mean unitary cost of the conservation of one kilometer of water course, or canal was 4115 PLN and 5030 PLN, respectively, to the advantage of the tender procedure.. The highest share in the cost, on the intermediate level of 77%, was covered by the Provincial Labour Office which financed the costs of the basic remuneration and the premium for social insurance, as well as the travel costs of the workers to the working place. The Regional Division of the Great Poland Management of Melioration and Water Installations in Leszno covered the cost of the purchase of protection clothes for workers and the necessary equipment, as well as the technical supervision of the works. So, the share in the costs amounted on the average to 9% of the total costs, The offices of towns and communes which co-financed the program on the average level of 14%, they paid the costs of the work fund, , the costs of medical examinations and the social expenses (for industrial safety purposes). The number of employed persons within the program agreed with the selfgovernments included in the particular years from 26 to 37 persons (on the average 31 physical workers) and the realization time was from 3 to 6 months in the year (on the average 4,8 month). In the „Rowy” program, in the years 2006–2010, persons from the group of professional risk (those who were without any job for more than 12 months and in the majority, they originated from the rural areas). Taking into consideration the range of the performed conservation works, it must be stated that the works which were planned for 5 years, have been carried out in 4 years, but not in 100%. The reasons for this result included among others, the absence of the workers because of sick leave, which made from 11 to 17% of the nominal time of work. The calculated cost of the employment of one worker in the „Rowy” program amounted in the analysed period from 1170 PLN to 1481 PLN per month and the mean value was 1324 PLN. The mean annual employment of 31 unemployed workers exerted a positive effect on their socio-economical situation by giving them a source of support and contributed to the counter-action against social exclusion by shortening the period of unemployment.



## **Emisja zanieczyszczeń pyłowych na etapie eksploatacji oraz zamykania składowiska odpadów poflotacyjnych kopalni rudy Zn-Pb „Trzebionka”**

*Beata Kłojzy-Karczmarczyk*

*Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią  
Polskiej Akademii Nauk, Kraków*

*Tadeusz Kurek*

*Zakłady Górnicze „Trzebionka” S.A. w likwidacji*

*Janusz Mazurek*

*Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią  
Polskiej Akademii Nauk, Kraków*

### **1. Wprowadzenie**

Wydobywanie rud cynkowo-ołowiowych oraz ich wzbogacanie wiąże się z koniecznością składowania znacznych ilości odpadów przerobczych (szlamów poflotacyjnych), które w różnym stopniu oddziałują na poszczególne elementy środowiska. Oddziaływanie to może być związane głównie ze składowaniem odpadów bez dodatkowego zabezpieczenia podłoża oraz czaszy składowiska, na otwartej powierzchni, w formie obiektów nadpoziomowych.

Dla ilościowej oceny zanieczyszczeń emitowanych z terenu składowiska, takiego jak staw osadowy odpadów poflotacyjnych ZG „Trzebionka” S.A. (obecnie w likwidacji), konieczne jest prowadzenie kompleksowego monitoringu poziomu emisji zanieczyszczeń oraz monitoringu wielkości skażenia środowiska wokół składowiska. Zakres monitoringu i jego częstotliwość regulowany jest obligatoryjnie przez obowiązujące akty prawne, ale zakres badań powinien być weryfikowany poprzez wybór dodatkowych parametrów monitoringu, specyficznych dla danego

rodzaju składowiska [1, 2, 4]. Niekorzystne oddziaływanie składowiska odpadów poflotacyjnych na otaczające środowisko, związane jest z kilkoma procesami zarówno na etapie eksploatacji, jak też zamykania. Jednym z ważniejszych zagrożeń dla środowiska jest okresowe pylenie najdrobniejszej frakcji odpadów. Oddziaływanie na środowisko wykazują ponadto okresowe zrzuty wód odciekowych do cieków powierzchniowych oraz ich możliwa infiltracja w bezpośrednie podłoże [3, 5]. Prowadzenie monitoringu środowiska na etapie zamykania oraz w fazie poeksploatacyjnej ma istotne znaczenie dla kontroli prawidłowego zamknięcia składowiska i przeprowadzonej rekultywacji.

Pomiar emisji rozproszonej zanieczyszczeń pyłowych do atmosfery nie jest wymagany obligatoryjnie, jednak jego prowadzenie jest istotnym elementem kontroli oddziaływania składowiska odpadów poflotacyjnych na środowisko [1, 5]. Istotne jest monitorowanie całkowitej ilości opadającego pyłu oraz zawartość w nim głównych metali ciężkich, obecnych w odpadach (m.in. cynku oraz ołowiu). W praktyce pomiary te polegają na ciągłym monitorowaniu opadu pyłu w wyznaczonych punktach, usytuowanych wokół obiektu składowania. Emisja zanieczyszczeń pyłowych zależy od wielu czynników antropogenicznych oraz naturalnych. Generalnie zanieczyszczenie wynika z pylenia najdrobniejszej frakcji odpadów zgromadzonych na powierzchni składowiska. Zjawisko to może się nasilać w warunkach braku opadów i w okresach wzmocnionych wiatrów.

Wieloletni monitoring pozwala na porównanie wielkości emisji w poszczególnych okresach działalności zakładu wydobywczo-przerobczego i związanych z nimi etapach eksploatacji składowiska (składowanie, zamykanie, prace rekultywacyjne, okres po rekultywacji). Celem prezentowanej pracy jest analiza zmian wielkości opadu pyłu całkowitego na przestrzeni szeregu lat, w poszczególnych okresach funkcjonowania obiektu. Weryfikowane obserwacje pozwalają na określenie skuteczności prowadzonych zabiegów rekultywacyjnych zarówno na etapie eksploatacji jak i zamykania. Zmniejszenie wielkości opadu pyłu jest wynikiem ograniczenia jego emisji, co pozwala przypuszczać, że następuje również zmniejszenie zagrożenia dla środowiska, wynikającego z oddziaływania związków metali ciężkich zawartych w analizowanej frakcji pyłastej.

## **2. Charakterystyka składowiska odpadów poflotacyjnych**

Składowisko odpadów poflotacyjnych (staw osadowy) Zakładów Górniczych „Trzebinia” S.A. (w likwidacji), zlokalizowane jest na granicy gmin Trzebinia i Chrzanów, w zachodniej części województwa małopolskiego. Składowisko odpadów poflotacyjnych w pierwotnej formie zostało założone pod koniec lat 60. XX wieku, po uruchomieniu zakładu wzbogacania rudy. Od samego początku składowisko było obiektem nadpoziomowym. Obecny staw osadowy powstał z rozbudowy dwóch mniejszych stawów, eksploatowanych w latach 1970–1984. Aktualnie składowisko zajmuje powierzchnię około 64 ha, posiada wysokość ok. 60 m powyżej powierzchni terenu a powierzchnia jego wierzchowiny wynosi ok. 20 ha (rys. 1). Obiekt zbudowany jest głównie z drobnoziarnistej frakcji materiału dolomitowego, stanowiącego odpad z procesu flotacji rud Zn-Pb. Część zewnętrzną stawu stanowią obwałowania uformowane metodą namulania, z najgrubszej frakcji odpadów. Część wewnętrzną stawu w partii dennej, stanowią zagęszczone, zwarte osady o różnej granulacji, zmniejszającej się ku środkowi. Warstwę zewnętrzną w rejonie wierzchowiny stawu stanowią odpady o najdrobniejszej frakcji, których konsolidacja nie została jeszcze w pełni zakończona. Przeważająca część wierzchowiny stawu osadowego była do niedawna zagłębieniem wypełnionym wodą nadosadową. W latach jego eksploatacji, największe źródło emisji zanieczyszczeń pyłowych stanowiły plaże wokół akwenu wody nadosadowej, ulegające okresowemu przesuszeniu.

W celu ograniczenia wielkości emisji pyłów stosowano różne działania profilaktyczne i zabezpieczające: bieżącą rekultywację skarp składowiska, system zraszania wodnego, lateksowanie odkrytych powierzchni plaż, system budowy obwałowań w postaci kwater z grubszego materiału wypełnianych drobniejszymi frakcjami odpadów. Działania te były prowadzone w różnych okresach czasu, z różnym nasileniem, co wpłynęło na obserwowane zmiany wieloletnie w wielkości opadu pyłu całkowitego w rejonie stawu osadowego (rys. 2).

W roku 2009 nastąpiło zaprzestanie składowania odpadów. Aktualnie trwa proces zamykania składowiska, który zakończony zostanie jego ostateczną rekultywacją biologiczną. Po zakończeniu rekultywacji konieczne będzie dalsze monitorowanie oddziaływania stawu na środowisko przez okres do 30 lat. Powinna być prowadzona ponadto kontynu-

acja monitoringu opadu pyłu całkowitego w wytypowanych punktach pomiarowych z analizą zawartości metali ciężkich (cynku i ołowiu), charakterystycznych dla zgromadzonych odpadów. Związki metali ciężkich, niewątpliwie obecne w pylastej frakcji odpadów wywiewanych z terenu składowiska, mogą podlegać w glebie dalszym przemianom i kumulacji lub migracji w bezpośrednie podłoże obiektu [6].

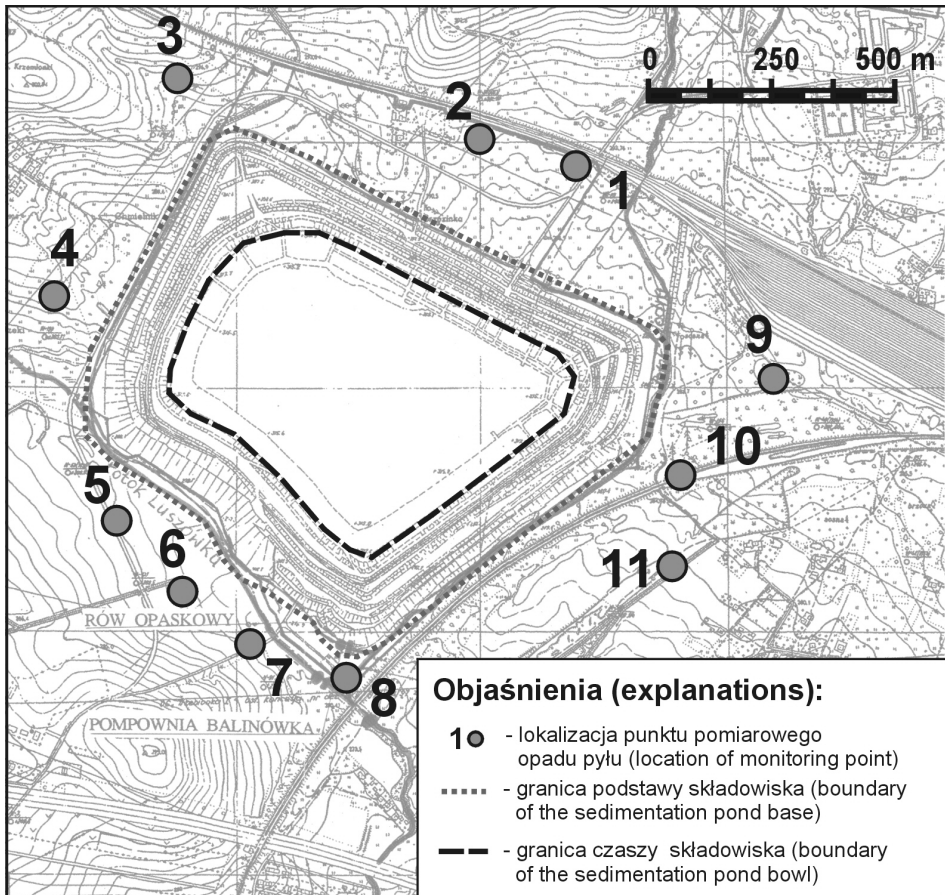
### **3. Metodyka badań monitoringowych opadu pyłu w rejonie składowiska**

Regularny monitoring emisji zanieczyszczeń pyłowych z terenu składowiska odpadów poflotacyjnych Zakładów Górniczych „Trzebionka” S.A. (obecnie w likwidacji), prowadzony jest od początku lat 80. ubiegłego stulecia. Monitoring emisji prowadzony jest w sposób pośredni, w oparciu o ciągłe pomiary opadu pyłu w wytypowanych punktach, rozmieszczonych wokół składowiska (stawu osadowego) (rys. 1). Pomiaru wielkości opadu pyłu w rejonie stawu osadowego, stanowią jeden z elementów realizowanego, kompleksowego monitoringu środowiska gruntowo-wodnego w zakresie analiz wód i ścieków oraz opadu pyłu.

W ramach wieloletnich badań prowadzony jest pomiar ilościowy opadu pyłu oraz wykonywane są analizy chemiczne zawartości całkowitej cynku i ołowiu w nagromadzonym osadzie. Końcowym efektem prowadzonych badań jest szacowanie wielkości opadu pyłu całkowitego w skali poszczególnych lat. Wieloletni monitoring pozwolił na określenie skuteczności prowadzonych zabiegów rekultywacyjnych.

Badania monitoringowe wielkości opadu pyłu prowadzone są w oparciu o zainstalowane punkty pomiarowe. Są to słupy z rur PCV o wysokości ok. 2,5 m posadowione w gruncie, w których wymienia się systematycznie znormalizowane naczynia szklane lub inne pojemniki oznaczone numerem punktu pomiarowego. Lokalizację 11 punktów pomiarowych przedstawia rysunek 1. Naczynia z nagromadzonym opadem są zbierane raz w miesiącu lub rzadziej (dotyczy miesięcy o słabym pyleniu np. z pokrywą śniegową w zimie). Po odparowaniu wody, pozostały osad jest ważony i w dalszej kolejności poddawany analizie chemicznej. Na podstawie uzyskanych pomiarów ilości nagromadzonego w naczyniach pyłu, określa się ogólne zapylenie w rejonie lokalizacji punktów pomiarowych.





**Rys. 1.** Lokalizacja punktów monitoringu opadu pyłu wokół stawu osadowego ZG „Trzebionka” S.A. w likwidacji (źródło-ZG „Trzebionka” S.A. w likwidacji)

**Fig. 1.** Location of the monitoring points around the sedimentation pond at the currently closed down ZG "Trzebionka" S.A. (source - ZG "Trzebionka" S.A.)

Do określenia wielkości opadu pyłu stosuje się wzór (1):

$$Z_1 = 10 \frac{Q * 30}{S * T} \quad (1)$$

gdzie:

$Z_1$  – opad pyłów Mg/km<sup>2</sup>/miesiąc,

- Q – ilość pyłu osadzonego w naczyniu [mg],  
S – powierzchnia wlotu naczynia [cm<sup>2</sup>],  
30 – średnia ilość dni w miesiącu,  
T – analizowany czas ekspozycji [dni].

Roczny opad pyłu wokół danego punktu można określić, jako sumę opadów miesięcznych wg proponowanego wzoru (2):

$$Z_2 = k \sum_{i=1}^{t=12} Z_{1i} \quad (2)$$

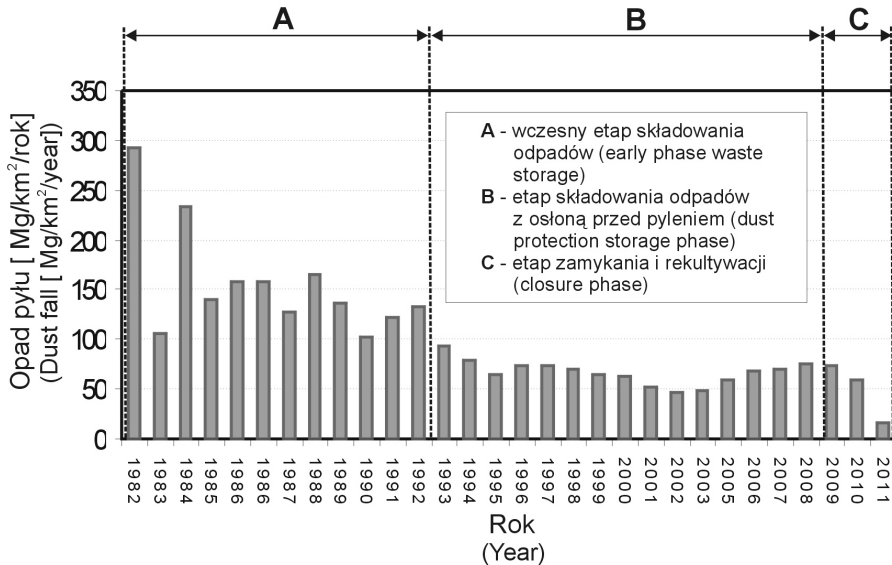
gdzie:

- $Z_2$  – opad roczny [Mg/km<sup>2</sup>/rok],  
 $Z_1$  – wyniki pomiarów miesięcznych Mg/km<sup>2</sup>/miesiąc, (w przypadku braku pomiaru w danym miesiącu z kolejnego punktu przyjmuje się  $Z_1 = 0$ ),  
 $i$  – kolejny miesiąc,  
 $k = 12/n$  współczynnik korygujący, uwzględniający brak pomiarów,  
 $n$  – ilość pomiarów z danego punktu uzyskana w ciągu roku.

Powyższa metodyka została opracowana dla potrzeb ZG „Trzebionka” S.A. w latach 80-tych ubiegłego stulecia i stosowana jest nieprzerwanie od czasu rozpoczęcia regularnego monitoringu opadu pyłu. Opracowane wzory obliczeniowe, uwzględniają współczynniki korekcyjne dla różnych wielkości naczyń i zmiennych okresów pomiarowych, co pozwala zastosować prezentowaną metodykę z powodzeniem przy innych, analogicznych obiektach lub w razie konieczności dostosować do warunków indywidualnych.

#### 4. Omówienie wyników badań

Wyniki monitoringu emisji zanieczyszczeń pyłowych (opadu pyłu) z terenu składowiska odpadów poflotacyjnych Zakładów Górniczych „Trzebionka”, prowadzonego nieprzerwanie od wielu lat, wskazują na znaczne wahania w pomierzonej ilości pyłu całkowitego, opadającego na tereny położone w rejonie składowiska. Wyniki uśrednionych, rocznych wielkości opadu pyłu całkowitego za lata 1982–2011, w rejonie oddziaływania stawu osadowego, zestawiono na rysunku 2.



**Rys. 2.** Zestawienie średnich rocznych wielkości opadu pyłu całkowitego w rejonie stawu osadowego ZG „Trzebionka” S.A. w likwidacji za lata 1982–2011 (*źródło danych - materiały ZG „Trzebionka” S.A. w likwidacji*)

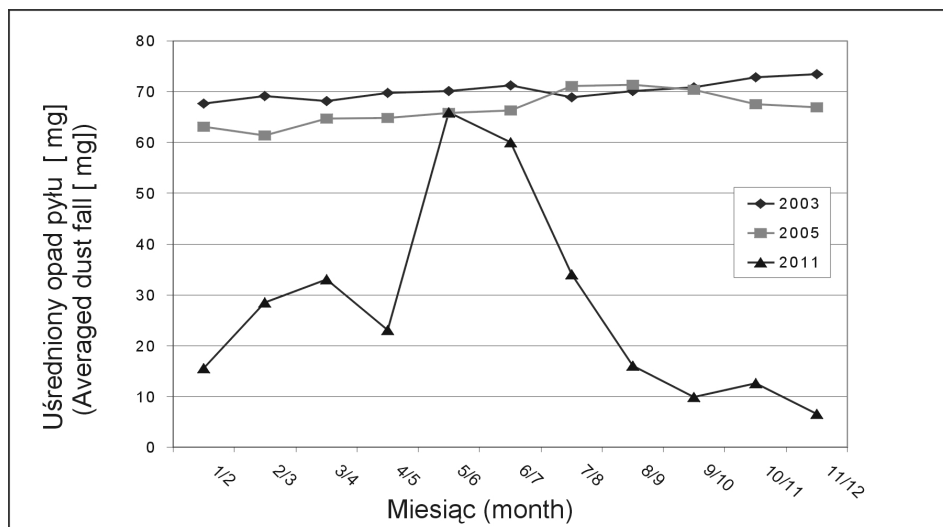
**Fig. 2.** Listed total average annual dust fall volume in the vicinity of the sedimentation pond at ZG "Trzebionka" SA in liquidation between 1982–2011 (*source material ZG "Trzebionka" SA in liquidation*)

Zestawienie wieloletnich analiz wykazuje, że największe pylenie przypadało na rok 1982, a następnie ulegało powolnemu zmniejszeniu, osiągając w okresie eksploatacji najniższe wartości w roku 2002, a następnie na etapie zamykania składowiska w roku 2011 wartości jeszcze niższe. Generalnie obniżenie wielkości opadu pyłu w otoczeniu stawu nastąpiło po roku 1993 (rys. 2), co związane jest niewątpliwie z wprowadzeniem intensywnym zabiegów rekultywacyjnych i zabezpieczających powierzchnię stawu przed pyleniem.

Roczna wielkość opadu pyłu w rejonie stawu osadowego ZG „Trzebionka”, kształtowała się w roku 1982 na poziomie ok. 290 Mg/km<sup>2</sup>. W roku 1983 nastąpił gwałtowny spadek ilości pyłów do wartości ok. 106 Mg/km<sup>2</sup>. W roku 1984 wartość emisji pyłów w otoczeniu stawu osadowego wzrosła ponownie do ok. 230 Mg/km<sup>2</sup>. Od roku 1984, jak wynika z analizy przedstawionej na rysunku 2, wystąpiła trwała tendencja spad-

kowa imisji pyłów do wartości ok. 120 Mg/km<sup>2</sup>/rok z niewielkimi odchyleniami. Od roku 1993 nastąpiło kolejne obniżenie ilości pyłów opadających w rejonie stawu do wartości poniżej 100 Mg/km<sup>2</sup>/rok. W latach 2001–2005 wartości opadu pyłu były najniższe w odniesieniu do całego analizowanego okresu eksploatacji stawu i wynosiły ok. 50–59 Mg/km<sup>2</sup>/rok. W latach 2006–2010 nastąpiła kolejna tendencja wzrostowa ilości opadu pyłu z kulminacją w roku 2008. Roczny opad pyłu w latach 2006–2010 mieścił się w granicach od ok. 60 do 75 Mg/km<sup>2</sup>. W roku 2011, już na etapie rekultywacji stawu osadowego, nastąpiło kolejne znaczne zmniejszenie ilości opadającego pyłu do wartości ok. 16 Mg/km<sup>2</sup>.

Dla prześledzenia sezonowych zmian wielkości opadu pyłu w otoczeniu stawu osadowego, zestawiono uśrednione miesięczne wielkości opadu pyłu w 11 punktach pomiarowych, podane jako średnia arytmetyczna masy opadu pyłu w mg, zbieranego ze wszystkich naczyń pomiarowych, w poszczególnych okresach (zbliżonych do miesięcznych) danego roku kalendarzowego (rys. 3). Analizę przeprowadzono dla lat 2003 i 2005, w których odpady były systematycznie, w dużych ilościach składowane na stawie osadowym, oraz dla roku 2011, kiedy na stawie osadowym prowadzone były już prace przygotowawcze do rekultywacji biologicznej. Z analizy danych wynika, że w latach 2003 i 2005 ilość opadającego pyłu podlegała niewielkim zmianom sezonowym. Praktycznie trudno zauważyć wpływ warunków pogodowych na wielkość opadu pyłu. Może to wynikać z dobrej skuteczności stosowanych technik bieżącego zabezpieczania powierzchni składowiska przed pyleniem. W roku 2011 można natomiast zauważyć znaczne różnice w wielkości opadu w zależności od pory roku oraz zakresu prowadzonych prac (głównie osuszanie bryły składowiska i przemieszczanie odpadów). W okresie letnim, w miesiącach suchych wielkość opadającego pyłu wykazuje nawet 4-krotnie większą wartość niż w miesiącach wiosennych i zimowych, nie przekraczając przy tym wartości z lat wcześniejszych. Należy jednak zaznaczyć, że z uwagi na diametralnie różne warunki techniczne funkcjonowania obiektu, nie można wprost porównywać bezwzględnych wartości zapylenia w analizowanych latach eksploatacji oraz w okresie prac budowlanych na etapie zamykania.



**Rys. 3.** Średni miesięczny opad pyłu w punktach pomiarowych, w wybranych latach eksploatacji stawu osadowego ZG „Trzebionka” S.A. w likwidacji (źródła danych - materiały ZG „Trzebionka” S.A. w likwidacji – lata 2003,2005, materiały IGSMiE PAN –rok 2011)

**Fig. 3.** Listed average dust fall per month at the measuring points at the operational phase (source materials Trzebionka SA in liquidation) and at the closure phase (research conducted by Mineral and Energy Management Research Institute, Polish Academy of Sciences)

## 5. Wnioski

Wieloletni monitoring opadu pyłu w otoczeniu stawu osadowego pozwolił na określenie skuteczności prowadzonych zabiegów rekultywacyjnych zarówno na etapie eksploatacji jak i zamykania. Zmniejszenie wielkości opadu pyłu wpływa, w tym przypadku, na ograniczenie zagrożenia dla środowiska gruntowo-wodnego w wyniku wprowadzania metali ciężkich, charakterystycznych dla rozpatrywanej grupy odpadów.

Z analizy prowadzonych badań wynika, że wielkość opadu pyłu w rejonie najbliższej strefy oddziaływania odpadów nagromadzonych na składowisku, charakteryzowała się zdecydowaną zmiennością w latach 1082–2011. Obserwuje się zmniejszenie wartości opadu pyłu od wartości przekraczających  $150 \text{ Mg/km}^2/\text{rok}$  w początkowych latach eksploatacji do około  $50\text{--}60 \text{ Mg/km}^2/\text{rok}$  w latach końcowych. Na etapie zamykania i obecnie rekultywacji biologicznej obserwuje się kolejne ograniczenie

wielkości opadu pyłu z czaszy składowiska do wielkości ok. 15–16 Mg/km<sup>2</sup> w skali roku. Na taką zmienność wpływ ma szereg czynników, zarówno naturalnych jak i związanych bezpośrednio ze stosowaną w danym okresie technologią zabezpieczenia przed pyleniem.

Przeprowadzona analiza danych wskazuje na skuteczność stosowanych zabiegów rekultywacyjnych, połączoną z postępującym ograniczaniem powierzchni wierzchowiny składowiska oraz w znacznie mniejszym stopniu z samą ilością odpadów trafiających na staw osadowy, a także prawidłowe postępowania na etapie zamykania i rekultywacji obiektu. Do podstawowych czynników, jakie w trakcie eksploatacji stawu osadowego bezpośrednio wpływały na obniżanie poziomu opadu pyłu wywiewanego ze skarp i wierzchowiny stawu osadowego, należy zaliczyć wprowadzenie lateksowania plaż wokół akwenu wody nadosadowej, wprowadzenie odpowiedniej technologii budowy obwałowań, sukcesywne prowadzenie prac rekultywacyjnych na skarpach składowiska, prowadzenie zraszania wierzchowiny składowiska w okresach suchych, stałe zmniejszanie powierzchni wierzchowiny składowiska w miarę nadbudowy stawu oraz występowanie okresowo korzystnych warunków meteorologicznych. Natomiast do głównych czynników negatywnych, wpływających na okresowe zwiększenie poziomu opadu pyłu na tereny wokół stawu osadowego, można zaliczyć występowanie okresowo niekorzystnych warunków meteorologicznych, (działalność wiatru w okresach bezdeszczowych), małą skuteczność działań zabezpieczających powierzchnię składowiska w okresie do roku 1992 oraz konieczność prowadzenia prac budowlanych na koronie i skarpach składowiska w różnych okresach jego eksploatacji i zamykania.

## Literatura

1. **Klojzy-Karczmarczyk B., Kurek T., Mazurek J., Włodarczyk B.:** *Monitoring oddziaływania na środowisko składowiska odpadów górnictwa rud cynku i ołowiu.* Górnictwo w Małopolsce – Wyd. IGSMiE PAN. Kraków 2006.
2. **Klojzy-Karczmarczyk B., Mazurek J., Czajka K.:** *Jakość odcieków a wybór charakterystycznych wskaźników zanieczyszczenia wód wokół składowisk odpadów komunalnych.* Współczesne Problemy Hydrogeologii, Gdańsk. Tom XI, cz. 2, 423–426 (2003).

3. **Klojzy-Karczmarczyk B., Mazurek J.:** *Stan chemiczny wód powierzchniowych w rejonie składowiska odpadów poflotacyjnych kopalni rud Zn-Pb „Trzebionka” na etapie jego zamykania.* Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego, Hydrogeologia, z. XII/1, nr 445, 301–308 (2011).
4. **Pawłowski L.:** *Rola monitoringu środowiska w realizacji zrównoważonego rozwoju.* Rocznik Ochrona Środowiska. Tom XIII, Wyd. Środkowo-Pomorskiego Towarzystwa Naukowego Ochrony Środowiska. 333–345 (2011).
5. **Samimi Namin F., Shahriar K., Bascetin A.,** *Environmental impact assessment of mining activities. A new approach for mining methods selection.* Gospodarka Surowcami Mineralnymi. Tom 27, z. 2, Wyd. IGSMiE PAN Kraków, 113–143 (2011).
6. **Szymański K.:** *Związki ołowiu i chromu w środowisku naturalnym i odpadach.* Rocznik Ochrona Środowiska. Tom XI, Wyd. Środkowo-Pomorskiego Towarzystwa Naukowego Ochrony Środowiska. 173–182 (2009).

## **Dust Emission During Operational and Closure Phase of Zn-Pb “Trzebionka” Mine Flotation Tailings Storage Site**

### **Abstract**

Mining and processing of zinc and lead ores involves the storage of flotation tailings which to a varying degrees affect the quality of the environment. The impact is due to the tailings being stored in the open on an above-ground storage site. For quantitative evaluation of pollutants emitted from the area of such a facility, it is necessary to conduct comprehensive monitoring of the scale of pollutant emission and environmental quality monitoring around the storage site. The adverse impact of the tailings storage site on the surrounding environment is associated with several processes both at the operational as well as at the closure phase. The main threat is periodic dusting of the finest fraction of the waste. Periodic discharge of leachate to surface flows and direct infiltration into the substrate also impact the environment. It is important that monitoring is continued at the post-operational phase and that the assayed parameters are consistent with the specificity of the stored tailings. Environmental monitoring at the post-operational and closure phases is important for the surveillance of proper storage site closure and the subsequent reclaim treatment.

Measurement of diffuse dust emission into the atmosphere is not mandatory, but it is an essential element of surveillance of the facility's impact on the environment. It is important to monitor the total amount of dust fall and

the content of the main heavy metals present in the tailings slime (such as zinc and lead). Dust emission is connected with many anthropogenic and natural factors. This phenomenon may be enhanced in dry weather conditions and violent winds. Long-term monitoring of these pollutants allows a comparison of emissions at different periods of mining and production operations and the associated phases of the storage site operation (storage, closure, reclaim treatment, the period following reclaim).

The flotation tailings storage site (pond) of "Trzebieńka" SA mine (currently in liquidation), is located on the border of Trzebinia and Chrzanów communes in south-western part of the Małopolska region. The storage site opened in the late 1960s after the opening of the ore enrichment plant. From the beginning, the storage site was located above ground. Currently, it occupies an area of approximately 64 ha, has a height of about 60 m above the ground and the area at the top is about 20 ha. The facility is made mainly of fine-grained dolomitic material, which is waste material from the process of Zn-Pb ore flotation. The storage site was closed down in 2009, currently work is underway aimed at final biological reclamation of the area.

Regular monitoring of dust emissions from the area of the storage site has been conducted since the early 1980s. Emission monitoring is conducted indirectly, based on continuous measurement of dust fall at selected points, located around the site. Measurements of dust fall in the area of the sedimentation pond constitute one of the elements of the implemented, comprehensive monitoring study of soil and water environment regarding water and wastewater analysis and dust fall. The study includes quantitative measurements of dust and chemical analysis of the total zinc and lead content in the accumulated sediment. The end result of the study is to estimate the total amount of dust, lead and zinc reported for individual years. The long-term monitoring has allowed to determine the effectiveness of reclaim treatments both during the operational phase and at closure. An analysis of the research results shows that the amount of dust in the region closest to the impact zone of the tailings accumulated at the storage site was characterized by large changeability from 1982 to 2011. There has been a sharp decrease in the amount of dust fall from the over 150 Mg/km<sup>2</sup>/year in the early years of operation to about 50 Mg/km<sup>2</sup>/year in the late years. At the closure phase and at the phase of biological reclaim further reduction of dust emission from the storage site dome has been observed and it amounted to 16 Mg/km<sup>2</sup> per year. Such changeability is due to many factors both natural and connected directly with the technology applied at a given time to protect against dusting. The conducted analysis of data indicates the effectiveness of reclaim treatments and satisfactory closure and reclamation of the facility.





## **Ocena możliwości zastosowania modelu AGNPS do szacowania ładunków azotu i fosforu wymywanych ze zlewni rolniczych**

*Mariusz Sojka*

*Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

### **1. Wstęp**

Aktualny stan wód w znacznym stopniu ogranicza możliwości jej wykorzystania na potrzeby zaopatrzenia ludności w wodę do spożycia, przemysłu, turystyki i rekreacji. Główną przyczyną tej sytuacji jest wysoki ładunek zanieczyszczeń pochodzący ze źródeł rolniczych. Dlatego bardzo ważne jest zrozumienie wpływu sposobu użytkowania i zagospodarowania terenu na wielkość ładunków związków biogennych.

Coraz częściej do takiej oceny stosowane są modele hydrologiczne zintegrowane z systemami informacji przestrzennej GIS, które pozwalają na ocenę ładunków związków biogennych przy aktualnym lub prognozowanym stanie użytkowania i zagospodarowania oraz zużyciu nawozów sztucznych [4]. Modele hydrologiczne pracujące w środowisku GIS pozwalają na przyspieszenie, zautomatyzowanie i zwiększenie dokładności obliczeń ładunków zanieczyszczeń, ponieważ uwzględniają przestrzenną zmienność danych wejściowych oraz ich powiązanie z ukształtowaniem terenu. Jednak z praktycznego punktu widzenia modele takie w pierwszej kolejności powinny zostać poddane procesowi kalibracji i weryfikacji. Do tego celu niezbędne są najczęściej ciągłe pomiary opadów atmosferycznych, przepływów oraz stężeń zanieczyszczeń w wodach powierzchniowych. Dostęp do takich danych jest utrudniony lub wręcz niemożliwy.

## 2. Materiały i metody

Celem pracy była ocena możliwości zastosowania modelu hydrologicznego AGNPS pracującego w środowisku GIS do oceny ładunków zanieczyszczeń wymywanych ze zlewni. Analizę przeprowadzono na podstawie zlewni rzeki Małej Wełny do profilu Kiszkowo o powierzchni 342 km<sup>2</sup>. W zlewni tej od roku 2000 prowadzone są przez pracowników Katedry Melioracji Kształtowania Środowiska i Geodezji Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu kompleksowe badania i obserwacje terenowe gospodarki wodnej. Badania te obejmują: codzienne pomiary wielkości opadów atmosferycznych i stanów wody rzeki w profilu Kiszkowo, comiesięczne pomiary stanów wody i prędkości przepływu w sześciu profilach pomiarowo-kontrolnych zlokalizowanych wzdłuż biegu rzeki Małej Wełny. Próbkę wody z rzeki Małej Wełny pobierane są raz w miesiącu, w dniach poboru próbek wykonywane są pomiary hydrologiczne. Analizy laboratoryjne próbek wody obejmują, oznaczenia 20 wskaźników i składników charakteryzujących właściwości fizyczne, chemiczne, tlenowe oraz obecność biogenów.

Przeprowadzone dotychczas badania w zlewni rzeki Małej Wełny pozwoliły na obliczenie rocznych i półrocznych ładunków związków biogenych [8, 9]. W niniejszej pracy podjęto próbę wstępnej kalibracji i weryfikacji modelu hydrologicznego AGNPS do obliczania ładunków zanieczyszczeń wymywanych ze zlewni jako reakcji na opad o dużym natężeniu. Uzyskane podczas symulacji wielkości stężeń azotu i fosforu porównano z oznaczonymi wielkościami stężeń tych związków w wodach rzeki Małej Wełny.

## 3. Charakterystyka modelu AGNPS

Model hydrologiczny AGNPS (Agricultural Non-Point Source Pollution Model) został opracowany przez ARS-USDA (Agricultural Research Service – United State Department of Agriculture) [10]. Zastosowany model MWAGNPS ([www.waterbase.org](http://www.waterbase.org)) pracuje w środowisku programu MapWindow GIS ([www.mapwindow.org](http://www.mapwindow.org)) i wykorzystywany jest do symulacji przepływów, transportu rumowiska oraz ładunków związków azotu i fosforu wymywanych ze zlewni, jako reakcji na opad o wysokim natężeniu. Model może być stosowany dla zlewni o powierzchni maksymalnej do 200 km<sup>2</sup>. AGNPS jest modelem o parametrach

rozłożonych, w którym podczas symulacji zlewnia dzielona jest na kwadratowe pola jednostkowe o powierzchni od 0,4 do 16 ha. Dla zlewni o powierzchni powyżej 8 km<sup>2</sup> zaleca się podział na pola jednostkowe o bokach nie większych niż 400 m. Dla zlewni charakteryzującej się znacznym zróżnicowaniem warunków topograficznych, glebowych i sposobu użytkowania możliwy jest dalszy podział pól na 64 części, bez konieczności zmiany wielkości pól podstawowych. Model AGNPS, pozwala na obliczanie ładunków azotu i fosforu zaabsorbowanych na koloidach glebowych i rozpuszczonych w wodach odpowiednio według wzorów:

$$Nut_{sed} = Nut_f Q_s(x) E_r \quad (1)$$

$$Nut_{sol} = C_{nut} Nut_{ext} Q \quad (2)$$

gdzie:

$Nut_{sed}$  – ładunek azotu (fosforu) zaadsorbowany na koloidzie glebowym (lb),

$Nut_{sol}$  – ładunek azotu (fosforu) rozpuszczony w wodzie (lb),

$Nut_f$  – zawartość związków azotu (fosforu) (lb·lb<sup>-1</sup>),

$Q_s(x)$  – ilość wyerodowanego materiału (lb),

$E_r$  – wskaźnik wzbogacenia (–),

$C_{nut}$  – stężenie azotu (fosforu) w powierzchniowej warstwie gleby (lb·cft<sup>-1</sup>),

$Nut_{ext}$  – współczynnik rozpuszczania związków azotu (fosforu) w wodzie (–),

$Q$  – objętość fali wezbraniowej (cft).

W celu przeprowadzenia symulacji dla każdego pola jednostkowego należy określić dwadzieścia dwa parametry (tabela 1).

Symulacja ładunków zanieczyszczeń prowadzona jest w etapach, na początek tworzona jest geobaza pól jednostkowych. W kolejnym etapie należy scharakteryzować: czas trwania, rozkład i wielkość opadu nawalnego, topografię terenu, warunki glebowe i rodzaj użytkowania. Następnie do modelu wprowadzane są wielkości dawek nawozowych, stosowanych na gruntach rolnych oraz charakterystyka sieci hydrograficznej. Obliczone stężenia oraz ładunki azotu i fosforu prezentowane są w formie tabelarycznej i graficznej w odniesieniu do pól jednostkowych.

Podstawowymi materiałami kartograficznymi wykorzystanymi w pracy, były: mapy topograficzne w skali 1:10 000, numeryczny model terenu (NMT) w postaci siatki trójkątów nieregularnych (TIN) – układ sekcyjny 1:10 000, ortofotomapy czarno białe w skali 1:13 000 oraz mapy glebowo-rolnicze w skali 1:25 000 udostępnione przez Wojewódzki Ośrodek Dokumentacji Geodezyjnej i Kartograficznej (WODGiK)

w Poznaniu. W pracy wykorzystano również rastrową Mapę podziału hydrograficznego Polski w skali 1:50 000. Uzyskane mapy w układzie sekcyjnym zostały połączone, a następnie odniesione do zasięgu zlewni przy pomocy programów ArcGIS 9.3.1. oraz MapWindow GIS.

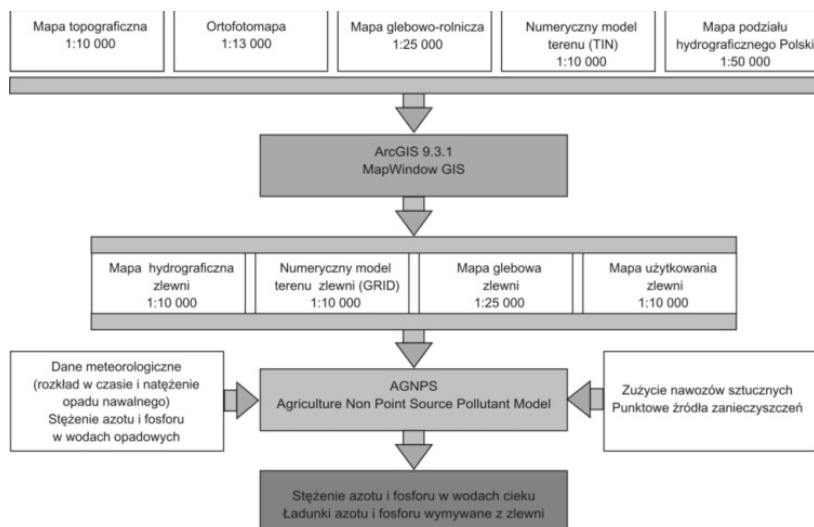
**Tabela 1.** Materiały wykorzystane do szacowania parametrów zlewni w modelu AGNPS

**Table 1.** The materials used during the simulation using the AGNPS model

Parametr	MHZ <sup>1</sup>	NMT <sup>2</sup>	NMU <sup>3</sup>	NMG <sup>4</sup>	SD <sup>5</sup>
Numer komórki	<input checked="" type="checkbox"/>				
Podział Komórki	<input checked="" type="checkbox"/>				
Numer komórki odbierającej		<input checked="" type="checkbox"/>			
Podział komórki odbierającej		<input checked="" type="checkbox"/>			
Kierunek odpływu		<input checked="" type="checkbox"/>			
CN wg metody SCS			<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	
Spadek terenu		<input checked="" type="checkbox"/>			
Kształt zbocza		<input checked="" type="checkbox"/>			
Długość zbocza		<input checked="" type="checkbox"/>			
Współczynnik szorstkości Manning'a			<input checked="" type="checkbox"/>		
Współczynnik podatności gleb na erozję				<input checked="" type="checkbox"/>	
Współczynnik rodzaju upraw i sposobu użytkowania			<input checked="" type="checkbox"/>		
Współczynnik zabiegów przeciwoerozyjnych		<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>		
Współczynnik rodzaju użytkowania terenu			<input checked="" type="checkbox"/>		
Tekstura gleby				<input checked="" type="checkbox"/>	
Poziom nawożenia			<input checked="" type="checkbox"/>		<input checked="" type="checkbox"/>
Współczynnik dostępności nawozów			<input checked="" type="checkbox"/>		<input checked="" type="checkbox"/>
Wskaźnik punktowych źródeł zanieczyszczeń			<input checked="" type="checkbox"/>		<input checked="" type="checkbox"/>
Wskaźnik erozji wąwozowej					
Chemiczne zapotrzebowanie na tlen			<input checked="" type="checkbox"/>		
Wskaźnik upraw tarasowych			<input checked="" type="checkbox"/>		
Wskaźnik dróg spływu powierzchniowego	<input checked="" type="checkbox"/>				

1 – mapa hydrograficzna zlewni, 2 – numeryczny model terenu, 3 – mapa użytkowania zlewni, 4 – mapa glebowa zlewni, 5 – dane statystyczne (GUS, Urzędu Gminy Łubowo i WIOŚ)

Wielkość dawek nawozowych stosowanych w zlewni określono na podstawie danych statystycznych GUS, stężenia azotu i fosforu w opadzie atmosferycznym oraz odpływających z oczyszczalni ścieków określono na podstawie opublikowanych danych Wojewódzkiego Inspektora-tu Ochrony Środowiska w Poznaniu (WIOŚ) oraz Urzędu Miasta i Gminy w Łubowie. Schemat przepływu informacji w programie AGNPS przedstawiono na rysunku 1.



**Rys. 1.** Schemat przebiegu symulacji w modelu AGNPS

**Fig. 1.** The scheme of the simulation process using the AGNPS model

Kalibrację i weryfikację modelu wykonano na podstawie własnych dobowych pomiarów opadów atmosferycznych w posterunku opadowym w Kiszkanie oraz stężeń azotu azotanowego i fosforanów oznaczonych w wodach rzeki Małej Wełny w profilu Owieczki. Oznaczone stężenia azotu mineralnego oraz fosforanów przeliczono na stężenia azotu i fosforu ogólnego na podstawie opracowanej zależności regresyjnej [9].

Wstępną ocenę przydatności modelu AGNPS do szacowania ładunków zanieczyszczeń wymywanych ze zlewni przeprowadzono przy wykorzystaniu powszechnie stosowanych miar statystycznych: współczynnika efektywności Nasha-Sutcliffe'a (NSEC) oraz współczynnika determinacji.

#### 4. Wyniki i dyskusja

Zlewnia rzeki Małej Wełny do profilu Owieczki położona jest w środkowej części Niziny Wielkopolsko-Kujawskiej, w makroregionie – Pojezierze Wielkopolskie w mezoregionie – Pojezierze Gnieźnieńskie [6]. Powierzchnia zlewni wynosi 36,9 km<sup>2</sup>. Punkt najwyższy położony znajduje się na wysokości 132,1 m n.p.m. a punkt najniższy położony na wysokości 104,5 m n.p.m., zatem deniwelacja terenu wynosi 27,6 m. Średnia wysokość zlewni to 118,3 m n.p.m. Od źródła położonego na wysokości 119 m n.p.m. do profilu zamykającego zlewnię położonego na wysokości 104,4 m n.p.m.

rzeka pokonuje 12,8 km, co daje spadek podłużny rzeki 1,14%. Średni spadek zlewni obliczony na podstawie numerycznego modelu terenu w postaci GRID o rozdzielczości 25 m wynosi 1,56%. Najwyższe spadki występują na zboczach doliny rzeki i wynoszą od 3 do 21%, natomiast najniższe na terenach położonych poza doliną rzeczna do 3%.

Analizowana zlewnia ma charakter typowo rolniczy, grunty orne stanowią ponad 80%, zaś pozostałe formy użytkowania terenu nie przekraczają wartości 5%. Zlewnia jest bardzo słabo zalesiona, lasy pokrywają tylko około 2%. Gleby wytworzone są głównie z piasków gliniastych zalegających na glinach, w dolinie rzecznej zalegają gleby murszowate.

Głównym źródłem biogenów są zanieczyszczenia obszarowe, które związane są z typowo rolniczym charakterem zlewni. Wielkość ładunków odpływających ze zlewni jest bezpośrednio związana ze stopniem zużycia nawozów sztucznych oraz koncentracją produkcji zwierzęcej. Zużycie nawozów na terenie gminy Łubowo założono jak dla Województwa Wielkopolskiego: NPK – 149,5 kg·ha<sup>-1</sup>, w tym nawozów azotowych (N) – 87,2 kg·ha<sup>-1</sup>, fosforowych (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) – 27,2 kg·ha<sup>-1</sup> i potasowych (K<sub>2</sub>O) – 34,6 kg·ha<sup>-1</sup>.

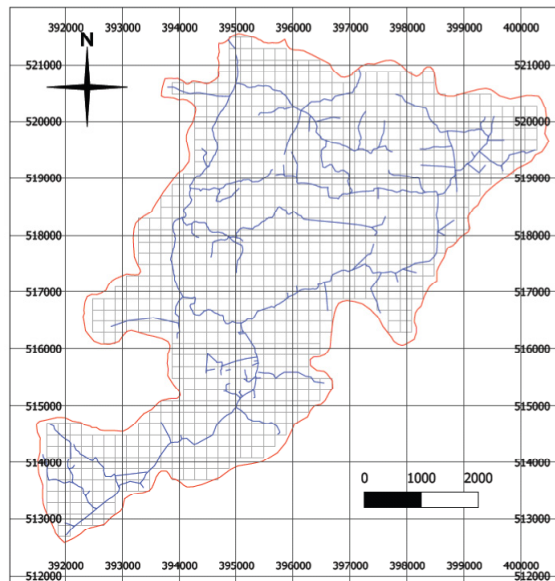
Średnia zawartość azotanów w całkowitym opadzie rocznym według WIOŚ w Poznaniu na terenie powiatu poznańskiego wynosiła w roku 2010 od 6,34 do 9,03 kg·ha<sup>-1</sup>, przy rocznej sumie opadów 692 mm na stacji IMGW w Poznań-Ławica.

W pierwszym etapie pracy dokonano podziału zlewni na 833 pola jednostkowe, o powierzchni 4 ha (0,2 x 0,2 km) (Ryc. 2).

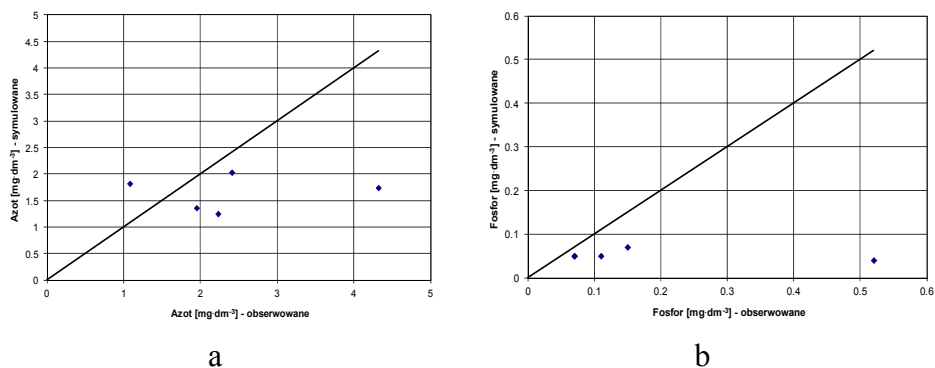
Następnie ustalono kierunki odpływu wody, które zweryfikowano na podstawie układu sieci hydrograficznej i ukształtowania terenu. W kolejnym etapie, na podstawie dostępnych materiałów kartograficznych tj.: numerycznego modelu terenu, map użytkowania i gleb, określono wartości ośmiu parametrów charakteryzujących: spadki terenu, długość i kształt zbocza, teksturę gleby oraz współczynniki: szorstkości, podatności gleb na erozję, rodzaju upraw i sposobu użytkowania.

Następnie wprowadzono wielkości dawek nawozowych stosowanych na gruntach ornych. Batymetrię koryta rzeki Małej Wełny i jej dopływów scharakteryzowano na podstawie własnych pomiarów geodezyjnych przy pomocy trzech parametrów: szerokości koryta, spadków dna oraz nachylenia skarp. Kalibrację modelu przeprowadzono na podstawie współczynników rozkładu azotu i fosforu [1], które wprowadzono automatycznie dla każdego pola jednostkowego, w zależności od rodzaju użytkowania, spadków terenu i zdefiniowanej drogi odpływu. Na etapie kalibracji

przeprowadzono 50 symulacji, podczas których zmieniano wartości współczynników rozkładu azotu i fosforu o 1%. Symulacje przeprowadzono dla deszczu o wysokości 15 mm, założono czas trwania deszczu 30 min. Najlepsze dopasowanie uzyskano przy współczynnikach wyczerpania azotu 3% a fosforu 1%. Przy takim ustawieniu, wartości symulowanych stężeń wynosiły: azotu –  $1,82 \text{ mg dm}^{-3}$ , a fosforu –  $0,12 \text{ mg dm}^{-3}$  i były wyższe od oznaczonych odpowiednio o 3 i 11%. W kolejnym etapie do weryfikacji modelu, wykorzystano wielkości pięciu dobowych opadów, pomierzonych na posterunku opadowym w Kiszkwie, które wahały się od 7 do 36 mm. Analiza statystyczna uzyskanych na etapie weryfikacji wyników wykazała, że wartości współczynników efektywności modelu wynosiły w przypadku azotu i fosforu odpowiednio -1,48 oraz 0,09, co świadczy o braku zgodności wartości modelowanych z obserwowanymi (rys. 3). Potwierdziły to również wartości współczynników determinacji, które wynosiły odpowiednio 0,09 i 0,23 w przypadku azotu i fosforu, co wyklucza obecnie możliwość stosowania modelu AGNPS do szacowania ładunków zanieczyszczeń wymywanych ze zlewni.



**Rys. 2.** Podział zlewni rzeki Małej Wełny do profilu Owieczki na pola jednostkowe podczas symulacji, przy wykorzystaniu modelu AGNPS  
**Fig. 2.** Division of the Mała Wełna River basin down to Owieczki cross-section in a unit grid cells during the simulation using the AGNPS model



**Rys. 3.** Porównanie wielkości stężeń azotu i fosforu pomierzonych w profilu Owieczki z rzeki Małej Welną ze stężeniami uzyskanymi z modelu AGNPS

**Fig. 3.** Comparison of nitrogen and phosphorus concentrations in the Mała Welná River at Owieczki cross-section with the concentrations obtained from the AGNPS model

Analizowany model był przedmiotem wielu wcześniejszych prac, które wykazały, że jest on bardzo wrażliwy na rozkład przestrzenny opadów atmosferycznych w zlewni [2], a w mniejszym stopniu na zmienność struktury użytkowania i gleb [3].

Kolejnym parametrem decydującym o uzyskanych wynikach jest wielkość przyjętych do obliczeń pól jednostkowych, które mają wpływ na obliczanie spadków i długości drogi spływu powierzchniowego [7], które powiązane są z ilością wymywanych związków biogenych. Grunwald i Frede [4] na podstawie badań prowadzonych w Niemczech wykazali, że model AGNPS lepiej nadaje się do szacowania wielkości fal wezbraniowych i erozji, lecz nie może być stosowany do szacowania ładunków związków biogenych. Głównym powodem niedokładności szacowania ładunków azotu i fosforu wymywanych ze zlewni, jest brak szczegółowych danych odnośnie wielkości dawek nawozowych, terminów stosowania oraz czasowej zmienności w glebie powodowanej poborem przez rośliny, mineralizacją oraz przemieszczaniem w głąb profilu glebowego. Kolejnymi parametrami wymagającym analizy przy szacowaniu ładunków zanieczyszczeń wymywanych ze zlewni są niekontrolowane zrzuty ścieków i chów zwierząt gospodarskich oraz wpływ zbiorników wodnych na transport związków azotu i fosforu.



## 5. Wnioski

1. Wstępna kalibracja i weryfikacja modelu AGNPS pracującego w środowisku MapWindows GIS przeprowadzona na podstawie zlewni rolniczej Małej Wełny, w której grunty orne stanowią ponad 80% wykazała, że model ten nie może być obecnie stosowany do szacowania ładunków zanieczyszczeń wymywanych ze zlewni.
2. Uzyskane z pomiarów stężenia azotu i fosforu były z reguły niższe niż oczekiwane z modelu AGNPS.
3. Ostateczna kalibracja i weryfikacja modelu może być przeprowadzona na podstawie ciągłych pomiarów wielkości opadów atmosferycznych, natężenia przepływów oraz stężeń azotu i fosforu w wodach rzecznych.
4. Wyeliminowanie wpływu niepewności danych dotyczących zużycia nawozów w zlewni jest możliwe na podstawie ankiet przeprowadzonych wśród rolników na temat wielkości dawek nawozowych i terminów ich dawkowania.

## Literatura

1. **Babel M.S., Najim M.M.M., Loof R.:** *Assessment of agricultural non-point source model for a watershed in tropical environment.* Journal of Environmental Engineering, Vol. 130, No. 9, 1032–1041 (2004).
2. **Di Luzio M., Lenzi M.A.:** *The importance of proper inputs for applicability of the AGNPS model integrated with geographic information system at watershed scale.* Proc. Int. Symp. An Water Quality Modeling, ASAE, Orlando. 1995.
3. **Fisher P., Abrahart R.J., Herbinger W.:** *The sensitivity of two distributed non-point source pollution models to the spatial arrangement of the landscape.* Hydrolog. Process. 11(3), 241–252 (1997).
4. **Grunwald S., Frede H.G.:** *Application of modified AGNPS in German watersheds.* Application of physically based soil erosion models, ed. Schmidt, J. New York, Berlin, Springer, 43–58 (2000).
5. **He C.:** *Integration of geographic information systems and simulation model for watershed management.* Environmental Modelling & Software 18, 809–813 (2003).
6. **Kondracki J.:** *Geografia regionalna Polski.* Wyd. Nauk. PWN, Warszawa. 2002.
7. **Mankin K.R., Bhuyan S.J., Koelliker J.K.:** *Effects of cell size an AGNPS inputs and predictions.* Jauranal of Environmental Hydrology, Vol. 12, pap. 22, 1–12 (2004).

8. **Sojka M., Murat-Błażejewska S., Kanclerz J.:** *Wymywanie związków azotu i fosforu ze zlewni rolniczej w zróżnicowanych okresach hydrometeorologicznych.* Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. z. 526, 443–450 (2008).
9. **Sojka M.:** *Ocena ładunków związków biogenych wymywanych ze zlewni cieku Dębina.* Rocznik Ochrona Środowiska, Tom 11, 1225–1234 (2009).
10. **Young R.A., Onstad C.A., Bosch D.D., Anderson W.P.:** *Agricultural non-point source pollution model. AGNPS, User's Guide,* Minnesota Pollution Agency. 1994.

## **Preliminary Assessment of the AGNPS Model Applicability for Estimation of Nitrogen and Phosphorus Loads from Agriculture Catchments**

### **Abstract**

The aim of the paper is to assess the possibility of AGNPS model application to simulate pollutants loads leaching from the catchment. The evaluation was based on the Mala Welna River catchment down to Owieczki cross-section with an area of 36.9 km<sup>2</sup>. About 80% of the land within the catchment is under agricultural activities. AGNPS model (Agricultural Non-Point Source Pollution Model) was developed by ARS-USDA (Agricultural Research Service - United State Department of Agriculture). AGNPS is an event-based model that simulates surface runoff, sediment, nitrogen and phosphorus transport from agricultural watersheds. (MW)AGNPS is integrated with MapWindow, an Open Source GIS which runs under the Windows operating system.

The materials used in these study were topographic maps on a scale of 1:10 000, digital elevation model (DEM - TIN) at the scale 1:10000, and soil maps on a scale 1:25 000.

The AGNPS model was calibrated and validated for the study area on the basis of daily measurements of precipitation at the Kiszkwio and concentrations of nitrate and phosphate in the Mala Welna River at Owieczki corss-section.

Preliminary calibration and verification of AGNPS model showed that the model cannot currently be used to estimate the nitrogen and phosphorus loads leaching from the catchment. The final model calibration and verification can be carried out on the basis of continuous measurements of precipitation, discharges and concentrations of nitrogen and phosphorus in river.

The main reason of uncertainties in estimating the loads of nitrogen and phosphorus leaching from the catchment is the lack of detailed data on fertilizer rates and terms of use them. Other parameters that require analysis were uncontrolled point sources of pollutants and trough flow lakes that affect the transport.



## Wybrane problemy wydobywania gazu łupkowego

*Maciej Michałowski, Barbara Tora*  
*AGH Akademia Górniczo-Hutnicza*

*Vladimír Čablik, Lenka Černotová*  
*VŠB – Technical University of Ostrava,*

*ICT – Institute of Clean Technologies for Mining and Utilization of  
Raw Materials for Energy Use, Ostrava, Czech Republic*

### 1. Wstęp

Gaz ziemny uznawany za najbardziej ekologiczny z nośników energii jest coraz szerzej wykorzystywany w sektorach energetycznym oraz przemysłowych całego świata w tym Polski. Prognozy mówią, że w przeciągu kilku dekad jego zasoby zostaną wyczerpane. Gaz łupkowy zaliczany jest do złóż niekonwencjonalnych, zalegających w trudno dostępnych (na głębokości od 0,5 do 4 km) basenach sedymentacyjnych w zamkniętych skałach. Dostęp do nich był utrudniony z uwagi na ograniczenia techniczne i wysokie koszty eksploatacji. Obecnie w obliczu wzrostu cen gazu konwencjonalnego i wzrostu popytu na gaz, rośnie zainteresowanie państw i koncernów paliwowych eksploracją tych złóż. W Polsce – według szacunków Państwowego Instytutu Geologicznego – może występować ok 38,1 mld m<sup>3</sup> gazu łupkowego [14, 16]. Gdyby te informacje się potwierdziły Polska ma szansę stać się ważnym producentem gazu ziemnego, zmieniając swoją dotychczasową pozycję na rynku i strukturę wykorzystania surowców energetycznych.

### 2. Zasoby gazu

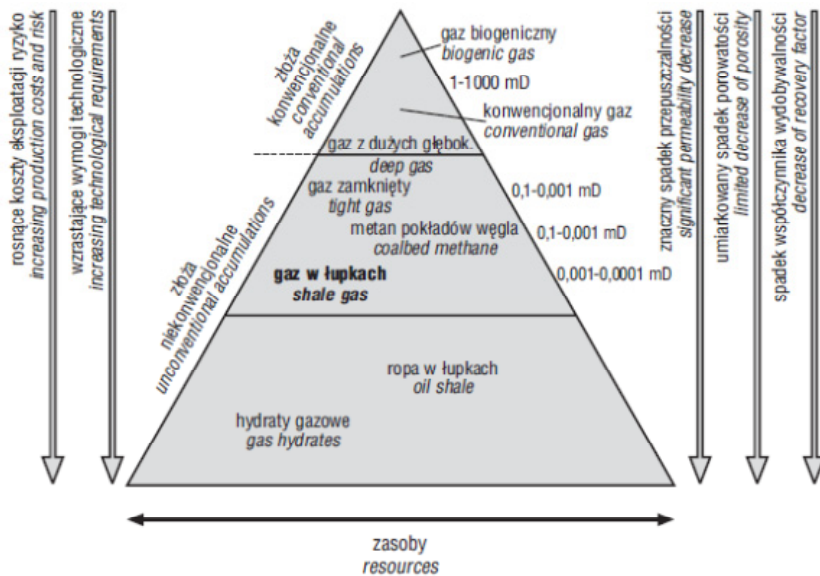
Wydobycie gazu ze złóż niekonwencjonalnych na skalę przemysłową rozpoczęto w Stanach Zjednoczonych w latach 80. XX w. Duże zasoby gazu łupkowego poprawiły bilans energetyczny w Stanach Zjednoczonych i na wiele lat odsunęły groźbę wyczerpania się zasobów gazu

[6–9]. W ostatnich latach gaz z łupków stał się również nadzieją dla Polski, podobnie jak stało się to w przypadku USA, jest więc szansa na poprawienie bilansu energetycznego i uniezależnienie się od importu gazu lub przynajmniej znaczące jego zmniejszenie. W Polsce poszukiwania gazu z łupków są od niedawna prowadzone głównie przez amerykańskie firmy naftowe, które mają największe doświadczenie w tej dziedzinie. Na skalę przemysłową wydobycie gazu niekonwencjonalnego rozpoczęto w Stanach Zjednoczonych co najmniej od roku 1821, kiedy to we Fredonii (Nowy Jork, USA) uzyskano gaz pochodzący z łupków dewońskich Dunkirk [10]. Jednakże w ówczesnych czasach zainteresowanie tym typem gazu było niewielkie, można powiedzieć że znikome, gaz ten nie odgrywał znaczącej roli w energetyce i przemyśle naftowym. Wraz z wzrastającymi okresowo cenami gazu ziemnego i ropy naftowej, jak i coraz częstszą groźbą mówiącą o wyczerpywaniu się zasobów konwencjonalnych, zaobserwowano zainteresowanie niekonwencjonalnymi złożami węglowodorów. Przemysł wydobycia i poszukiwań gazu ziemnego w USA przeszedł rewolucję. Zdano sobie sprawę że gaz, który wcześniej był uważany za nieopłacalny ekonomicznie i trudny do wydobycia stał się alternatywą dla paliw konwencjonalnych. Istotnym aspektem jest również fakt, że to właśnie Stany Zjednoczone jako pionier w dziedzinie zagospodarowania gazu ziemnego z niekonwencjonalnych złóż wprowadziły zmiany w prawie podatkowym stwarzając system zachęt i ulg dzięki którym aktywność w tym sektorze gospodarki znacznie wzrosła.

Rozpoczęto intensywne poszukiwania tego typu gazu i w efekcie Stany Zjednoczone wraz z Kanadą odkryły ogromne złoża gazu ziemnego umiejscowione w zasobach niekonwencjonalnych.

Zasoby te można podzielić na trzy duże typy złóż, czyli gazu ziemnego w łupkach, następnie gazu zamkniętego oraz metanu pokładów węgla kamiennego. Schemat taki nosi nazwę piramidy zasobów gazu (rysunek 1). Największy postęp w intensyfikacji zagospodarowania nastąpił w przypadku gazu z łupków.

Na wierzchołku piramidy umieszczone są złoża konwencjonalne, które z praktycznego punktu widzenia są najbardziej opłacalne i najłatwiejsze do wydobycia, a co się z tym wiąże popyt i wydobycie tego surowca doprowadzi do szybkiego wyeksploatowania takiego złoża. Natomiast wydobycie gazu znajdującego się bliżej podstawy piramidy ciągnie za sobą dodatkowe obciążenia takie jak: wzrastający koszt eksploatacji, ryzyko ekonomiczne związane z wydobyciem, jak również wzrastające wymogi technologiczne.



**Rys. 1.** Zależność nakładów inwestycyjnych i wymogów technologicznych od zasobów węglowodorów [4]

**Fig. 1.** Costs and technology dependence on hydrocarbons resources

Z przedstawionych rodzajów gazu niekonwencjonalnego największe znaczenie ma gaz z łupków, gaz zamknięty i metan pokładów węgla. W miarę postępu technologicznego oraz uwarunkowań spowodowanych naturą ekonomiczną, gaz pozyskiwany ze złóż niekonwencjonalnych może przynieść duże korzyści w przyszłości, a co za tym idzie opłacalność w eksploatacji tego właśnie surowca.

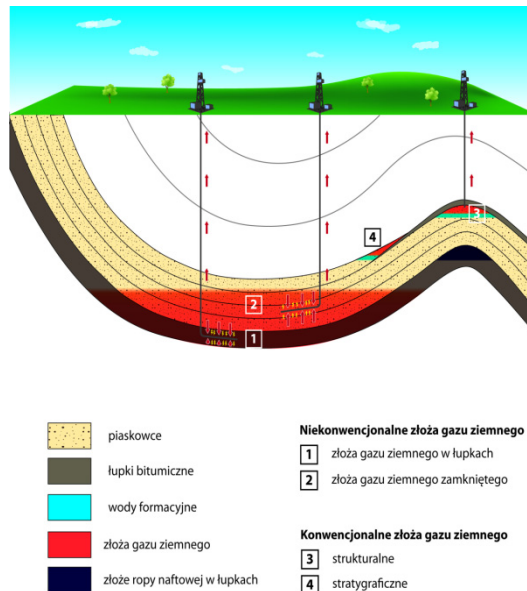
Dotychczasowe badania, rozwój nowoczesnych technologii wydobywczych umożliwił zagospodarowanie przemysłowe gazu ze złóż niekonwencjonalnych. Gaz ziemny można zdefiniować następująco:

- złoża gazu konwencjonalnego – naturalne nagromadzenia gazu uformowane w wyniku wyporu hydrostatycznego i ograniczone rozmiarami pułapki strukturalnej lub stratygraficznej.
- złoża gazu niekonwencjonalnego – naturalne nagromadzenia gazu, które nie są uformowane w wyniku wyporu hydrostatycznego i mają szerokie rozprzestrzenienie w poziomie, niezależne od pułapki strukturalnej lub stratygraficznej.

Akumulacja gazu z łupków posiada następujące cechy:

- charakteryzuje się wysoką zawartością substancji organicznej,
- najczęściej występuje w osadach drobnoziarnistych pochodzenia morskigo,
- posiadają bardzo niską przepuszczalność jak i porowatość,
- jednocześnie jest skałą macierzystą jak i zbiornikową,
- gaz występuje w postaci sorbowanej (na wewnętrznych powierzchniach kerogenu) oraz wolnej (w porach),
- posiada bardzo duże geologiczne zasoby i zarazem niski współczynnik wydobycia,
- wydobycie gazu wymaga najczęściej zabiegów stymulacji hydraulicznej i istnienia naturalnej sieci spękań,
- gaz ten może być pochodzenia bakteryjnego lub termogenicznego.

Na rysunku 2 przedstawiono schemat złoża gazu ziemnego niekonwencjonalnego i konwencjonalnego.

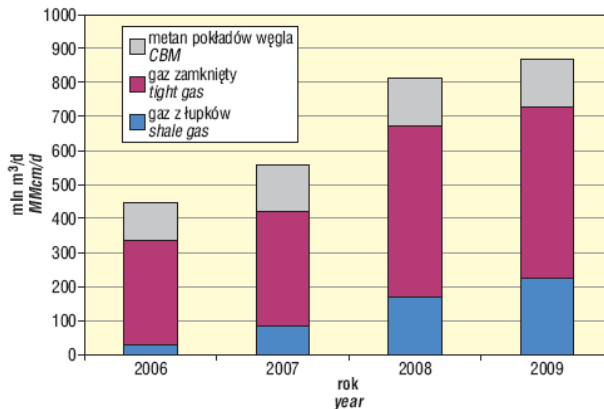


**Rys. 2.** Różnice między konwencjonalnymi i niekonwencjonalnymi złóżami gazu ziemnego [3]

**Fig. 2.** Conventional and non-conventional deposits of gas

### 3. Opłacalność produkcji gazu

Produkcja gazu ziemnego z łupków, którą można uznać za opłacalną ekonomicznie i uzasadnioną powinna posiadać minimalną miąższość kompleksu łupkowego oraz zawartość węgla organicznego (TOC). Im zawartość TOC jest większa tym mniejsza dopuszczalna miąższość [10]. Określa się, że minimalna miąższość o średnim TOC około 2%, to 50–70 m. Odpowiednio duża miąższość kompleksu łupkowego jest wskazana i umożliwia szczelinowanie jego bez naruszania skał otaczających. Można powiedzieć, że gaz ziemny zawarty w złożach łupków typu Barnett to tylko 40%, a pozostałe 60% uległo migracji i ekspulsji, następnie akumulacji w złożach konwencjonalnych. Wydobywanie w USA w 2008 r. wynosiło 57 mld m<sup>3</sup> i wzrosło aż o około 70 % w stosunku do 2007 r. i jest to wzrost około 6-krotny w porównaniu z rokiem 1998, kiedy Stany Zjednoczone wydobywały ok. 10 mld m<sup>3</sup> (rys. 4 i rys. 5).

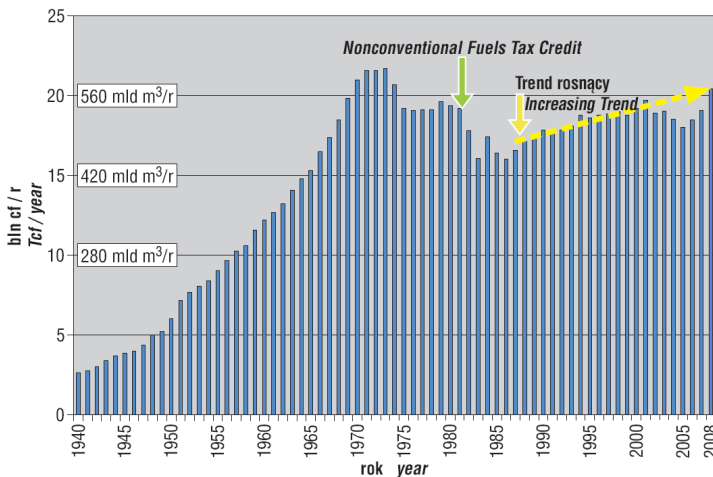


**Rys. 3** Średnie dobowe wydobywanie gazu ze złóż niekonwencjonalnych w USA [2]  
**Fig. 3.** Average daily gas output from nonconventional deposits in USA

Eksploracja i wydobywanie gazu z łupków spośród gazów niekonwencjonalnych wzrasta w USA najszybciej i systematycznie w przeciągu kilku lat. Działalność poszukiwawcza, która dokumentuje coraz to nowe złoża jest skutkiem wysokiego rozwoju wydobywania gazu z łupków. Szacuje się że zasoby przemysłowe gazu z łupków wynosiły w 2008 r. około 930 mld m<sup>3</sup> i było to wzrost zasobów szacunkowych w porównaniu do roku poprzedniego o 51%. Według różnych źródeł, całkowite zasoby geolo-

giczne szacowane są na 8,1–23,6 bln m<sup>3</sup> gazu ziemnego. Tak duża rozbieżność w ocenie zasobów świadczy o tym jak trudne i skomplikowane są warunki złożowe występowania tego właśnie gazu. Od 1987r. obserwujemy wzrost produkcji gazu który widoczny jest do dnia dzisiejszego.

Wydobycie gazu ze złóż niekonwencjonalnych w znacznym stopniu przyczynił się do poprawy produkcji gazu w USA, mimo iż wydobywanie gazu konwencjonalnego systematycznie spadało. Zwolnienia podatkowe przyczyniły się w znacznym stopniu do wzrostu wydobycia gazu ze złóż niekonwencjonalnych, trend ten został podtrzymany także poprzez rozwój nowych technologii, czyli wierceń poziomych i nowych metod szczelinowania hydraulicznego.



**Rys. 4** Całkowite wydobycie gazu ziemnego w USA [wg.3]

**Fig. 4.** Total natural gas production in USA

Duże znaczenie miała także polityka zliberyzowanego rynku w Stanach Zjednoczonych która w elastyczny sposób potrafiła zareagować na zmniejszające się wydobycie i podjąć odpowiednie kroki aby przeciwdziałać i powstrzymać uzależnienie się od importu gazu. Gwałtowny wzrost wydobycia gazu z łupków można zawdzięczyć rozwojowi technologii udostępniania gazu, chodzi tu głównie o metody wiercenia poziomego. Opłacalność przyszłego wydobycia jest głównym aspektem przy poszukiwaniu gazu z łupków. Taka opłacalność eksploatacji zależy od czynników:



- wydajności z jaką możemy produkować gaz z pojedynczego otworu,
- całkowitych zasobów przemysłowych gazu,
- koszty operacyjne czyli głównie koszty wierceń eksploatacyjnych.

Wielkość średniego wydobycia gazu ze złóż niekonwencjonalnych w USA przedstawiono na rysunku 3n natomiast całkowite wydobycie gazu ziemnego przedstawiono na rysunku 4.

#### **4. Trudności wydobycia gazu**

Gaz z łupków jest stosunkowo łatwy do odkrycia, a jego zasoby tworzą ogromne akumulacje, lecz trudno go wydobyć ze złoża. Przy poszukiwaniach kluczowe jest to jak dużo możemy uzyskać gazu ze złoża i w jakim tempie, istotne są również koszty jego pozyskiwania. Przykład złóż amerykańskich pokazuje, że początkowe wartości maksymalnej wydajności z otworów poziomych wahają się od 15 tys. m<sup>3</sup> do 140 tys. m<sup>3</sup> na dobę (10–100 m<sup>3</sup>/min). Są jednak przypadki, kiedy maksymalna wydajność z otworu dochodzi do 600 tys. m<sup>3</sup> na dobę (około 400 m<sup>3</sup>/min), jest to sytuacja w której występuje anomalnie wysokie ciśnienie złożowe, a także większa głębokość. Można zauważyć, że opłacalność eksploatacji gazu z łupków u różnych operatorów bywa różna, związane jest to z bardzo różnymi warunkami złożowymi, nawet w obrębie tej samej koncesji. Także umiejscowienie koncesji wydobywczej ma ogromny wpływ na opłacalność wydobycia, związane jest to z miejscem o najlepszej produktywności.

Pozyskanie dużego kapitału na uruchomienie inwestycji, a co za tym idzie dużo bardziej ostrzejszego sposobu inwestowania, ma na celu wykonanie znacznie większej liczby otworów z których można pozyskać gaz łupkowy. Wydajność gazu z tych otworów jest znacznie mniejsza, lecz zapewnia dłuższy czas eksploatacji w porównaniu do otworów konwencjonalnych. Zwrot zainwestowanych środków kapitałowych rozciąga się w czasie, dlatego też firmy najczęściej wybierają strategię opierającą się na minimalizowaniu ryzyka.

#### **Acknowledgement**

*Article has been done in framework of polish – czech cooperation project financed by AGH Kraków and VSB TU Ostrava.*

## Literatura

1. **Drop K., Kozłowski M.:** *Rola geofizyki wiertniczej w określeniu zasobów gazu ziemnego w łupkach.* Prz. Geol., 58, 263–265 (2010).
2. **Hadro J.:** *Strategia poszukiwań złóż gazu ziemnego w łupkach.* Prz. Geol., 58, 250–258 (2010).
3. **Hill D.G., Nelson C.R.:** *Gas productive fractured shales: an overview and update: 2000.* GRI Gas TIPS, 6, 4–13 (2000).
4. **Holditch S.A. (team leader):** *Unconventional Gas.* Topic Paper, 29, Working Document of the NPC Global Oil & Gas Study. 2007.
5. **Jarvie D.:** *Using geochemistry to assess unconventional shale resources plays.* AAPG Winter Education Program, Huston, USA. 2009.
6. **Jarvie D.M., Hill R.J., Ruble T.E., Pollastro R.M.:** *Unconventional shale-gas systems: The Mississippian Barnett Shale of north-central Texas as one model for thermogenic shale-gas assessment.* AAPG Bull., 91 (4), 475–499 (2007).
7. **Kotarba M.J.:** *Composition and origin of gases in the Upper Silesian and Lublin Coal Basins, Poland.* Org. Geochem., 32, 163–180 (2001).
8. **Macuda J.:** *Środowiskowe aspekty produkcji gazu ziemnego z niekonwencjonalnych złóż.* Prz. Geol., 58, 266–270 (2010).
9. **Poprawa P.:** *Potential for Gas Shale Exploration in the Upper Ordovician-Silurian and Lower Carboniferous Source Rocks in Poland.* AAPG Ann. Convent. 2009.
10. **Poprawa P.:** *Potencjał występowania złóż gazu ziemnego w łupkach dolnego paleozoiku w basenie bałtyckim i lubelsko-podlaskim.* Prz. Geol., 58, 226–249 (2010).
11. **Poprawa P.:** *Poszukiwania złóż gazu ziemnego w łupkach (shale gas) w Polsce.* Wiad. Naft. Gazow. 2010b, 2(142), 11–15 (2010).
12. **Zalewska E.:** *Koncesje na poszukiwanie i rozpoznawanie złóż węglowodórów w Polsce w tym shale gas tight gas.* Prz. Geol., 58, 213–215 (2010).
13. **Żelichowski A.:** *Occurrence of Carboniferous rocks and palaeotectonic conditions of sedimentation in the area of Poland – Western Pomerania and central Poland.* Pr. Inst. Geol., 147, 14–17 (1995).
14. **Mokrzycki E., Uliasz-Bocheńczyk A.:** *Gospodarka pierwotnymi nośnikami energii w Polsce a ochrona środowiska przyrodniczego.* Rocznik Ochrona Środowiska, Tom 11, Rok 2009, 103–131 (2009).
15. **Hudeček V., Urban P.:** *Gas Emission from Rock Mass in Areas with a Hazard of Coal and Gas Outbursts.* Journal of the Polish Mineral Engineering Society, No 2(24), 49–57 (2010).
16. **Gawłowski S., Listowska-Gawłowska R., Piecuch T.:** *Bezpieczeństwo Energetyczne Polski na lata 2010-2110.* Rocznik Ochrona Środowiska, Tom 12, Rok 2010, 127–176 (2010).

## **Selected Issues of Shale Gas Exploitation**

### **Abstract**

Natural gas is considered to be the one of the most ecological sources of energy. Natural gas is more and more often used in energy and industrial sectors around the world, including Poland. Forecasts suggest that within a few decades of natural gas resources will be exhausted. Shale gas is considered to be an unconventional resource. It is deposited in hard to access sedimentary basins (at a depth of 0.5 to 4 km). Access to shale gas was difficult due to technical limitations and high costs. Conventional gas price increases and gas demand is growing so there is more interest by the state and fuel companies in the shale gas exploitation. In Poland – according to estimates by consulting companies – resources of shale gas could be from 1.5 to even 3 trillion m<sup>3</sup>. If this is confirmed Poland has a chance to become one of the largest exploiters and exporters of natural gas, changing its current market position and pattern of energy resources use.



# **Określenie wpływu sekwestracji ditlenku węgla na właściwości technologiczne zaczynów cementowych celem bezpiecznego dla środowiska składowania geologicznego**

*Alicja Uliasz-Bocheńczyk, Stanisław Stryczek*  
*AGH Akademia Górniczo-Hutnicza*

*Eugeniusz Mokrzycki*  
*Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN*

*Radosław Pomykała*  
*AGH Akademia Górniczo-Hutnicza*

## **1. Wprowadzenie**

Geologiczne składowanie ditlenku węgla jest jedną z możliwości redukcji antropogenicznej emisji CO<sub>2</sub>. Jednym z najważniejszych aspektów stosowania ostatniego etapu CCS (Carbon Dioxide Capture and Storage) – geologicznego składowania CO<sub>2</sub> jest bezpieczeństwo ekologiczne. Składowanie CO<sub>2</sub> musi być bezpieczne i już na etapie jego planowania powinny być uwzględnione wszystkie potencjalne możliwości występowania wycieków. Bezpieczeństwo składowania CO<sub>2</sub> zależy przede wszystkim od rodzaju struktury geologicznej, procesów w niej zachodzących, jak również infrastruktury. Otwory zatłaczające CO<sub>2</sub> oraz otwory zlikwidowane stanowią jedną z najbardziej prawdopodobnych możliwości wystąpienia wycieków, szczególnie w wyniku korozji stwardniałego zaczynu uszczelniającego.

Otwory wiertnicze przeznaczone do zatłaczania CO<sub>2</sub> stanowią potencjalną drogę dla wycieków składowanego ditlenku węgla [10]. Wycieki CO<sub>2</sub> mogą zachodzić poprzez lub wzdłuż otworu po zatłoczeniu CO<sub>2</sub> i problem ten dotyczy wszystkich rodzajów geologicznego składo-

wania CO<sub>2</sub>. W przypadku składowania w złożach ropy naftowej i gazu, problem ten dotyczy nie tylko otworów do zatłaczania CO<sub>2</sub>, ale również otworów uprzednio zlikwidowanych korkami cementowymi [3]. Z tego względu bardzo ważnym z punktu widzenia bezpieczeństwa ekologicznego składowania CO<sub>2</sub> jest dobór odpowiedniego rodzaju cementu przy projektowaniu rurowania i cementowania oraz wykonywaniu otworu do zatłaczania CO<sub>2</sub>, a następnie jego likwidowania. Wycieki poprzez skordowany zaczyn cementowy są określane jako znaczące ryzyko dla środowiska [1].

Zaczyny cementowe stosowane w technologiach wiertniczych narażone są przede wszystkim na działanie podwyższonej temperatury, podwyższonego ciśnienia oraz agresywności wód złożowych [7,8].

W przypadku stosowania zaczynów do uszczelniania górotworu metodą otworową dla przyszłego składowania CO<sub>2</sub>, należy zwrócić uwagę, że oprócz wymienionych powyżej czynników dodatkowo są one poddawane korozyjnemu działaniu ditlenku węgla. Korozja węglanowa lub kwasowo-węglanowa spowodowana jest obecnością w wodzie lub powietrzu agresywnego CO<sub>2</sub>.

Problemem może być również wpływ CO<sub>2</sub> na właściwości zaczynów cementowych w trakcie cementowania otworów dla geologicznego składowania. Przy doborze typu i rodzaju cementu musi się wziąć pod uwagę fakt, że ditlenek węgla może mieć wpływ również na jego właściwości technologiczne w fazie cementowania. Zaczyny stosowane w technologiach dla geologicznego składowania muszą również spełniać szeroki zakres wymagań stawianych zaczynom stosowanym w technologiach wiertniczych do uszczelniania i wzmacniania górotworu [9]. Z tego względu bardzo ważne jest określenie ewentualnego wpływu CO<sub>2</sub> na parametry technologiczne zaczynów.

W artykule przedstawiono wyniki badań wpływu 100% CO<sub>2</sub> na właściwości technologiczne świeżych i stwardniałych zaczynów cementowych. Dla pełnego przedstawienia wpływu CO<sub>2</sub> na właściwości zaczynów przeprowadzono zestaw badań obejmujący określenie rozlewności, początku i końca czasu wiązania, ilości wody nadosadowej (odstój) oraz właściwości mechanicznych. Badania te pozwolą na wstępne oszacowanie w jakim zakresie należy zmienić receptury zaczynów a w konsekwencji parametry zaczynów stosowanych w technologiach wiertniczych dla geologicznego składowania CO<sub>2</sub>.

## 2. Materiały zastosowane do badań

Badania laboratoryjne wykonywano na zaczynach cementowych sporządzonych na podstawie następujących cementów:

- cementu wiertniczego G,
- cementu hutniczego CEM III/A 32,5 N-LH/HSR/NA,
- cementu portlandzkiego CEM I 42,5 N-HSR/NA.

Zaczyny sporządzano dla trzech współczynników wodno-cementowych (w/c): 0,4; 0,5 oraz 0,6.

## 3. Badania wpływu CO<sub>2</sub> na właściwości zaczynów cementowych

Badania były prowadzone w warunkach laboratoryjnych oraz przy 100% CO<sub>2</sub>. W związku z tym iż podczas cementowania kolumn rur okładzinowych w otworze wiertniczym może się zaznaczać wpływ CO<sub>2</sub> na ich właściwości technologiczne zaczyny, sporządzano w atmosferze CO<sub>2</sub>, a następnie wykonywano badania laboratoryjne poszczególnych parametrów technologicznych:

- rozlewności (według normy PN-85/G-02320: Wiertnictwo. Cementy i zaczyny cementowe do cementowania w otworach wiertniczych, przy wykorzystaniu stożka typu AzNII),
- początku i końca czasu wiązania (według PN-EN 196-3:2006: Metody badania cementu – Część 3: Oznaczanie czasów wiązania i stałości objętości, przy zastosowaniu aparatu Vicata),
- ilości wody nadosadowej – odstoju (według normy PN-G-11011:1998: Materiały do podsadzki zestawionej i doszczelniania zrobów. Wymagania i badania).

W tabelach 1 i 2 zestawiono przykładowe wyniki uzyskanych wartości parametrów technologicznych świeżych oraz stwardniałych zaczynów cementowych dla dwóch scenariuszy: bez oraz po poddaniu działaniu ditlenku 100% węgla.

**Tabela 1.** Zestawienie wartości wybranych parametrów technologicznych świeżych zaczynów cementowych: niepoddawanych oraz poddanych działaniu CO<sub>2</sub> (Uliasz-Bocheńczyk i in. 2012)

**Table 1.** Summary of selected technological parameters of fresh cement slurries: not treated, and treated with CO<sub>2</sub> (Uliasz-Bocheńczyk i in. 2012)

Oznaczenie zaczynu	Współczynnik w/c	Gęstość [kg/m <sup>3</sup> ]	Rozlewność [mm]	Odstój [%]	Czas wiązania [godz.]	
					Początek	Koniec
Cement wiertniczy G	0,4	1969	170	3,28	5 3/4	9 1/4
Cement wiertniczy G + CO <sub>2</sub>	0,4	1978	160	1,67	5	8 1/2
Cement wiertniczy G	0,5	1798	245	5,83	6	10
Cement wiertniczy G + CO <sub>2</sub>	0,5	1811	205	2,31	5 1/2	8 3/4
Cement wiertniczy G	0,6	1734	285	15,94	7 1/4	12
Cement wiertniczy G + CO <sub>2</sub>	0,6	1739	240	4,48	5 3/4	10
CEM III/A 32,5 N-LH/HSR/NA	0,4	1866	180	2,01	6 1/3	8 5/6
CEM III/A 32,5 N-LH/HSR/NA + CO <sub>2</sub>	0,4	1749	140	0,00	3 2/3	5 2/3
CEM III/A 32,5 N-LH/HSR/NA	0,5	1681	240	3,68	7 3/4	10
CEM III/A 32,5 N-LH/HSR/NA + CO <sub>2</sub>	0,5	1854	190	0,00	5 1/4	7 3/4
CEM III/A 32,5 N-LH/HSR/NA	0,6	1662	210	1,15	5 1/2	9
CEM III/A 32,5 N-LH/HSR/NA + CO <sub>2</sub>	0,6	1757	170	1,00	4 1/2	7 1/2
CEM I 42,5 N-HSR/NA	0,4	1926	120	0,49	5 1/2	7 3/4
CEM I 42,5 N-HSR/NA + CO <sub>2</sub>	0,4	1951	110	0,00	4	7
CEM I 42,5 N-HSR/NA	0,5	1825	200	2,77	7 1/4	10 1/4
CEM I 42,5 N-HSR/NA + CO <sub>2</sub>	0,5	1803	170	2,31	6 1/4	9
CEM I 42,5 N-HSR/NA	0,6	1724	250	8,20	9	12
CEM I 42,5 N-HSR/NA + CO <sub>2</sub>	0,6	1735	245	3,33	8	11

**Tabela 2.** Zestawienie wartości wybranych parametrów mechanicznych stwardniałych zaczynów cementowych: niepoddawanych oraz poddanych działaniu CO<sub>2</sub> po 28 dniach dojrzewania (Uliasz-Bocheńczyk i in. 2012)

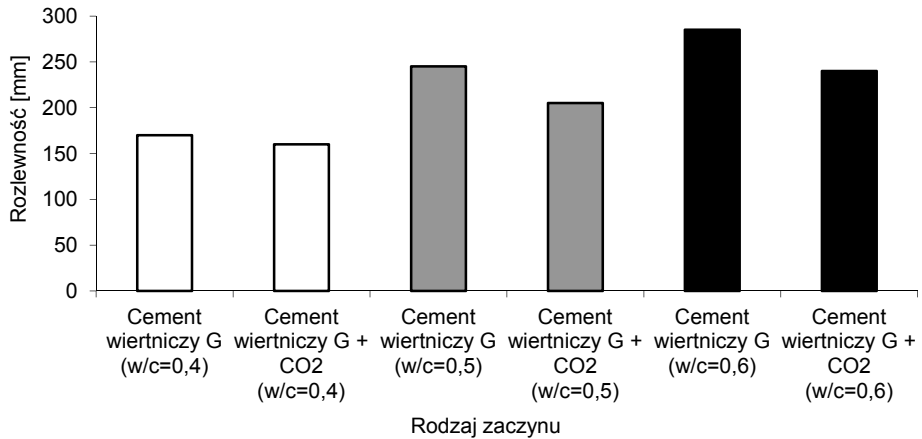
**Table 2.** Summary of mechanical parameters of hardened cement slurries: not treated, and treated with CO<sub>2</sub> after 28 days of curing (Uliasz-Bocheńczyk i in. 2012)

Oznaczenie zaczynu uszczelniającego	w/c	Wytrzymałość na zginanie [MPa]	Wytrzymałość na ściskanie [MPa]
Cement wiertniczy G	0,6	5,76	23,5
Cement wiertniczy G + CO <sub>2</sub>	0,6	5,85	24,1
Cement wiertniczy G	0,5	7,45	34,5
Cement wiertniczy G + CO <sub>2</sub>	0,5	7,56	36,0
Cement wiertniczy G	0,4	8,52	45,2
Cement wiertniczy G + CO <sub>2</sub>	0,4	8,9	45,8
CEM III/A 32,5 N-LH/HSR/NA	0,6	7,25	22,08
CEM III/A 32,5 N-LH/HSR/NA + CO <sub>2</sub>	0,6	7,77	22,4
CEM III/A 32,5 N-LH/HSR/NA	0,5	7,57	29,0
CEM III/A 32,5 N-LH/HSR/NA + CO <sub>2</sub>	0,5	9,57	31,4
CEM III/A 32,5 N-LH/HSR/NA	0,4	11,17	44,5
CEM III/A 32,5 N-LH/HSR/NA + CO <sub>2</sub>	0,4	11,73	47,0
CEM I 42,5 N-HSR/NA	0,6	8,12	36,3
CEM I 42,5 N-HSR/NA + CO <sub>2</sub>	0,6	8,30	33,9
CEM I 42,5 N-HSR/NA	0,5	8,74	33,9
CEM I 42,5 N-HSR/NA + CO <sub>2</sub>	0,5	10,10	36,3
CEM I 42,5 N-HSR/NA	0,4	11,73	45,6
CEM I 42,5 N-HSR/NA + CO <sub>2</sub>	0,4	12,40	48,4

Przeprowadzone badania potwierdziły wpływ 100% CO<sub>2</sub> na oznaczane właściwości zaczynów cementowych (tabela 1–2; rys. 1–3).

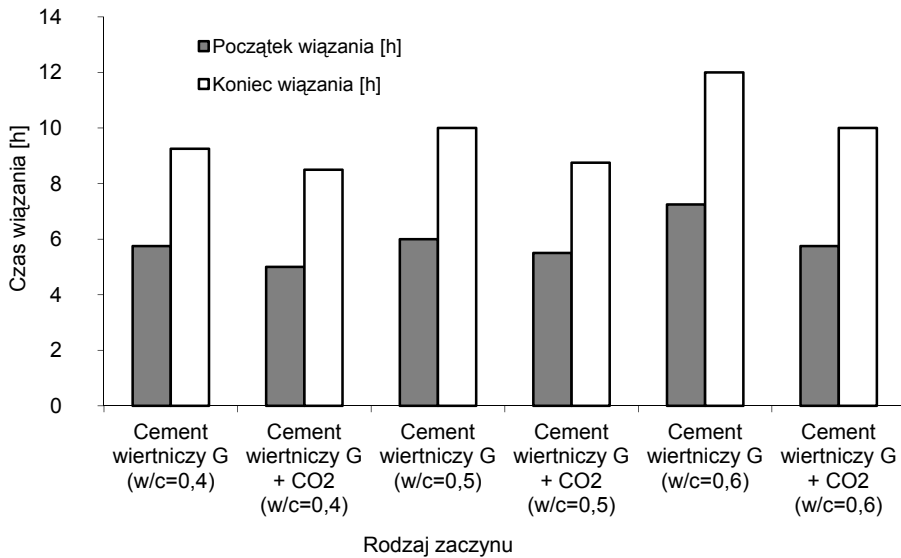
Wprowadzenie CO<sub>2</sub> spowodowało wzrost gęstości i obniżenie rozlewności wszystkich badanych zaczynów (tabela 1). Największy wpływ stwierdzono dla zaczynów sporządzanych z cementu wiertniczego i hutniczego CEM III/A 32,5 N-LH/HSR/NA. W wyniku obniżenia gęstości skróceniu uległ początek i koniec czasu wiązania oraz uległa redukcji ilość wody nadosadowej, której największą wartość stwierdzono w przypadku zaczynów o współczynniku wodno-cementowym w/c=0,4.





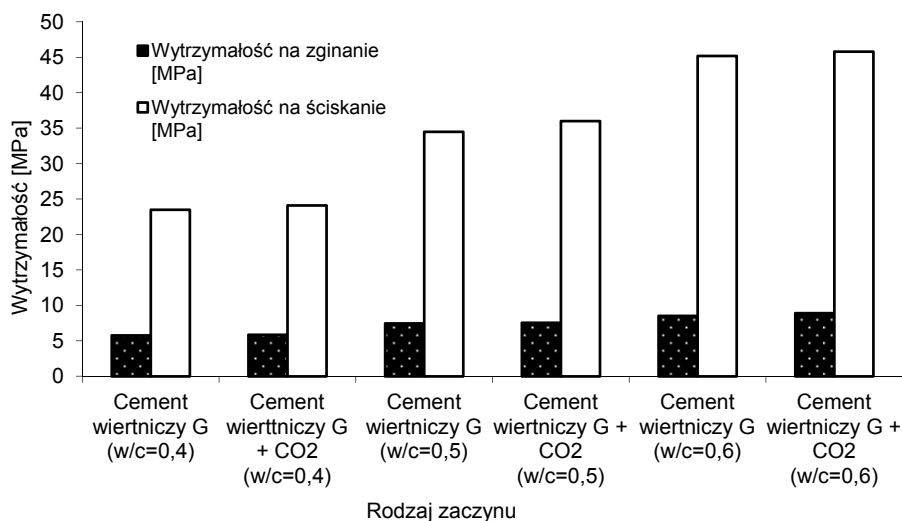
**Rys. 1.** Wpływ CO<sub>2</sub> na rozlewność zaczynów sporządzanych na osnowie cementu wiertniczego

**Fig. 1.** Impact of CO<sub>2</sub> on the fluidity of cement slurries with drilling cement class G



**Rys. 2.** Wpływ CO<sub>2</sub> na czas wiązania zaczynów sporządzanych na osnowie cementu wiertniczego

**Fig. 2.** The impact of CO<sub>2</sub> on the setting time of cement slurries with drilling cement class G



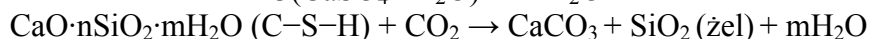
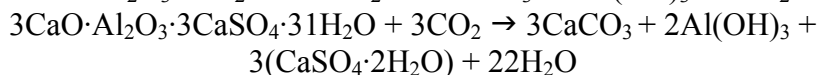
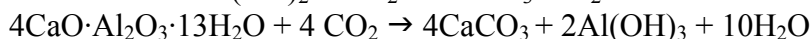
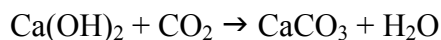
**Rys. 3.** Wpływ CO<sub>2</sub> na wytrzymałość mechaniczną zaczynów z cementem wiertniczym

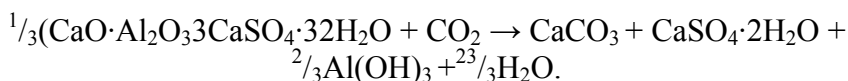
**Fig. 3.** The impact of CO<sub>2</sub> on the mechanical properties of cement slurries with drilling cement class G

Ze względu na to iż zaczyny sporządzano w atmosferze CO<sub>2</sub> należy domniemywać, że część gazu uległa pochłonięciu. Wpływ na zmianę parametrów technologicznych świeżych zaczynów, miało przede wszystkim rozpuszczanie się CO<sub>2</sub> w wodzie. Rozpuszczalność CO<sub>2</sub> w wodzie jest uzależniona od: ciśnienia cząstkowego gazu nad powierzchnią wody, temperatury, pH wody, mineralizacji wody, środowiska, w którym się ona znajduje [2].

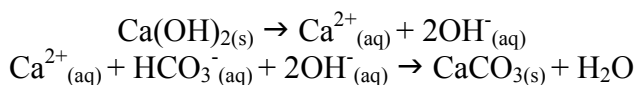
We wszystkich przypadkach stwierdzono zwiększenie wytrzymałości mechanicznej zaczynów z wprowadzonym CO<sub>2</sub>, co jest wynikiem procesu karbonatyzacji (tabela 2).

Karbonatyzacji ulegają wszystkie składniki cementu [4], przede wszystkim:

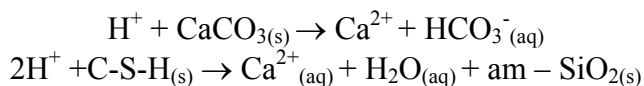




W wyniku karbonatyzacji powstaje węglan wapnia. W początkowej fazie karbonatyzacji zaczyn ulega uszczelnieniu przez tworzący się trudno rozpuszczalny  $\text{CaCO}_3$ , który następnie przechodzi w kwaśny węglan wapniowy [5]. W ramach procesu karbonatyzacji w I etapie następuje rozpuszczanie się  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  i powstawanie  $\text{CaCO}_3$ :



Powstawanie  $\text{CaCO}_3$  powoduje zmniejszenie przepuszczalności zaczynu i zwiększenie jego wytrzymałości. Następnie następuje rozpuszczanie się  $\text{CaCO}_3$ , w rezultacie czego wymywalne są jony Ca z matrycy cementowej. Bez  $\text{CaCO}_3$  stwardniały zaczyn nie jest w stanie buforować pH, co powoduje, że C-S-H przechodzi w amorficzny żel krzemionkowy.



Powstanie amorficznego żelu krzemionkowego powoduje wzrost porowatości oraz brak spójności (ciągłości) struktury, a tym samym obniżenie wytrzymałości w dłuższych terminach.

#### 4. Podsumowanie

Ryzyko związane z geologicznym składowaniem ditlenku węgla jest najważniejszym zagadnieniem wpływającym na akceptację społeczną wprowadzania tej technologii, a otwory wiertnicze są potencjalną drogą ucieczki tego gazu [10]. Z tego względu bardzo ważny jest dobór odpowiedniego rodzaju zaczynu cementowego, a także określenie wpływu  $\text{CO}_2$  na właściwości technologiczne świeżego i stwardniałego zaczynu. Negatywny wpływ  $\text{CO}_2$  na kształtowanie się cech użytkowych świeżego i stwardniałego zaczynu mogłyby zakłócić możliwości przyszłej eksploatacji odwiertu do geologicznego składowania.

Przeprowadzone badania wskazały na wpływ dodatku  $\text{CO}_2$  na właściwości świeżych zaczynów cementowych w zależności od rodzaju cementu (składu chemiczno-mineralogicznego) oraz współczynnika wodno-cementowego.

W przypadku prowadzenia prac technologicznych związanych z cementowaniem kolumn rur okładzinowych w otworach wiertniczych dla geologicznego składowania CO<sub>2</sub>, należy bezwzględnie uwzględnić ten wpływ na kształtowanie się cech użytkowych zaczynu. Wprowadzenie CO<sub>2</sub> powoduje proces karbonatyzacji, który będzie wpływał na właściwości zaczynów.

*Artykuł został opracowany w ramach realizacji projektu MNISW nr N N524 368037: "Określenie stopnia odporności zaczynów cementowych dla zastosowania w technologiach wiertniczych geologicznego składowania CO<sub>2</sub>".*

## Literatura

1. **Celia M.A., Bachu S.:** *Geological sequestration of CO<sub>2</sub>: Is leakage unavoidable and acceptable.* Six International Conference on Greenhouse Gas Control technologies, Kyoto, vol. 1, Pergamon, 477–482 (2003)
2. **Ciężkowski W. (red.), Duliński W., Józefko I., Kielczawa B., Liber-Madziarz E., Witeczak S., Zuber A., Żak S.:** *Występowanie, dokumentowanie i eksploatacja endogenicznego dwutlenku węgla w Polsce.* Wyd. Wrocławskie Towarzystwo Naukowe, Wrocław, 221 s. (2002).
3. **Damen K., Faaij A., Turkenburg W.:** *Health, safety and environmental risks of underground CO<sub>2</sub> sequestration.* Overview of mechanisms and current knowledge. Report NWS-E-2003-30. Utrecht University. 2003.
4. **Kurdowski W.:** *Chemia cementu i betonu.* Wyd. Polski Cement/Wyd. Naukowe PWN, Kraków/Warszawa. 2010.
5. **Małolepszy J., Deja J., Brylicki W., Gawlicki M.:** *Technologia betonu. Metody badań.* Wyd. 2, Uczelniane Wydawnictwa Naukowo-Dydaktyczne AGH, Kraków. 2000.
6. **Montes-Hernandez G., Pérez-Lopéz R., Renard F., Nieto J.M., Charlet L.:** *Mineral sequestration of CO<sub>2</sub> by aqueous carbonation of coal combustion fly-ash.* Journal of hazardous Materials 161, 1347–1354 (2009).
7. **Stryczek S., Gonet A.:** *Predicting Rheological Parameters of Slag-Alkaline Slurries.* Archives of Mining Science, vol. 43, no 1. 1998.
8. **Stryczek S., Gonet A.:** *Wymagania odnośnie zaczynów uszczelniających stosowanych w technologiach wiertniczych.* Sympozjum Naukowo-Techniczne Cementy w budownictwie, robotach wiertniczo-inżynierskich oraz hydrotechnicznych, Piła, 31–43 (2001).

9. **Stryczek S. (red.), Małolepszy J., Gonet A., Wiśniowski R., Kotwica Ł.:** *Wpływ dodatków mineralnych na kształtowanie się właściwości technologicznych zaczynów uszczelniających stosowanych w wiertnictwie i geoinżynierii*. Monografia. Kraków. 2011.
10. **Uliasz-Misiak B.:** *Ryzyko związane z geologicznym składowaniem CO<sub>2</sub>*. Rocznik Ochrona Środowiska, t. 10, 623–632 (2008).
11. **Uliasz-Bocheńczyk A. (red.), Gawlicki M., Stryczek S., Łączny J.M., Mokrzycki E., Pyzalski M., Cempa M., Michalak M., Pomykała R.:** *Zaczyny cementowe w technologiach wiertniczych geologicznego składowania CO<sub>2</sub>*. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków, 108 s. (2012).

## **Effect of Sequestration of Carbon Dioxide on Technological Properties of Cement-Slurries and Its Impact on Environmental Safety of Geological Storage**

### **Abstract**

Reducing CO<sub>2</sub> emissions is one of the most important issues, not only from the economic point of view, but – first and foremost – because of its importance for environmental protection. Worldwide research on reduction of CO<sub>2</sub> emissions aim to develop technology for carbon capture and storage without a negative impact on the environment. Geologic sequestration of carbon dioxide is the storage method, which is currently tested in various CCS research programs. However, this type of CO<sub>2</sub> storage has to be environmentally safe and already at the stage of planning there is a need to estimate the probability of leakage. This applies to both the geological structure, where CO<sub>2</sub> is stored, as well as to the infrastructure, and resulting use of materials, primarily cement. For this reason, there are ongoing research projects which aim to determine the cements resistant to corrosive action of CO<sub>2</sub>. What is more, the impact of carbon dioxide on technological properties of cement – which can cause technological complications and leaks – should be investigated. This article presents the results of the research on the influence of CO<sub>2</sub> on the basic properties of cement slurries that can be potentially useful in drilling technologies used for geological storage. The research has determined the fluidity and initial and final setting time of cement, the amount of supernatant water and mechanical properties (bending strength and compressive strength).



## **Funkcjonowanie małych zbiorników nizinnych z wydzieloną częścią wstępną na przykładzie zbiorników Jezioro Kowalskie i Stare Miasto**

*Joanna Wicher-Dysarz, Jolanta Kanclerz  
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

### **1. Wstęp**

Podstawowym problemem poruszonym w pracy jest długoterminowe funkcjonowanie zbiorników retencyjnych i potrzeba ich zabezpieczenia przed niekorzystnymi procesami. Autorki skupiły uwagę na procesach zamulania i zmianach jakości wody powodujących stopniową degradację zbiornika. W pracy analizowano nowe podejście do problemu polegające na wydzieleniu części wstępnej osadowej. Informacje zamieszczane w literaturze [13] oraz własne obserwacje wskazują na dużą skuteczność takiego podejścia. Poruszone zagadnienie wydaje się być dość istotne, gdyż zgodnie ze statystykami, w naszym kraju znajduje się nieco ponad 100 zbiorników retencyjnych o pojemności przekraczającej  $1 \text{ hm}^3$  [3]. W zasadzie od samego początku funkcjonowania stopnia wodnego, w zbiorniku i wokół niego zachodzą procesy, które tylko w niewielkim stopniu pozwalają się kontrolować. W przypadku zarówno małych jak i dużych zbiorników retencyjnych najwięcej uwagi poświęca się procesom sedymentacji w części cofkowej zbiorników. Po pewnym czasie zmniejszenie pojemności zbiornika oraz degradacja jakości wody w zbiorniku są wyraźnie widoczne. Procesy te zachodzą stosunkowo szybko i stanowią bezpośrednie zagrożenie funkcjonowania budowli [16]. Równie istotne są zmiany stężeń substancji rozpuszczonych i ich deponowanie w osadach zbiornika [10]. W ostatnim czasie obserwuje się zwiększone wykorzystanie rozwiązania, które jest niekiedy określane jako zbiornik wstępny – z ang. „pre-dam” [5, 11–13]. Przykładem takie-

go rozwiązania jest nowo wybudowany zbiornik Stare Miasto na rzece Powie czy koncepcja zbiornika Wielowieś Klasztorna na rzece Prośnie. Biorąc pod uwagę prostotę rozwiązania tego typu, należy się spodziewać, że będzie ono coraz częściej stosowane. W literaturze najczęściej poruszane są dwa problemy: jakości wody i osadów [5, 11] oraz zamulanie zbiornika głównego [12, 13]. Zamulanie dotyczy dwóch aspektów tego samego procesu: akumulacji rumowiska grubszego w części wlotowej zbiornika oraz separacji grawitacyjnej i akumulacji rumowiska drobniejszego w części dalszej, w tym przy zaporze [2, 5–7].

Celem tej pracy były analizy wpływu części wstępnej zbiorników na ich funkcjonowanie oraz na procesy w nich zachodzące. Podejmowanie takich analiz wydaje się w pełni zasadne, ponieważ cytowane wcześniej prace naukowe odnoszą się do obiektów o specyficznym układzie lub specyficznych elementach składowych.

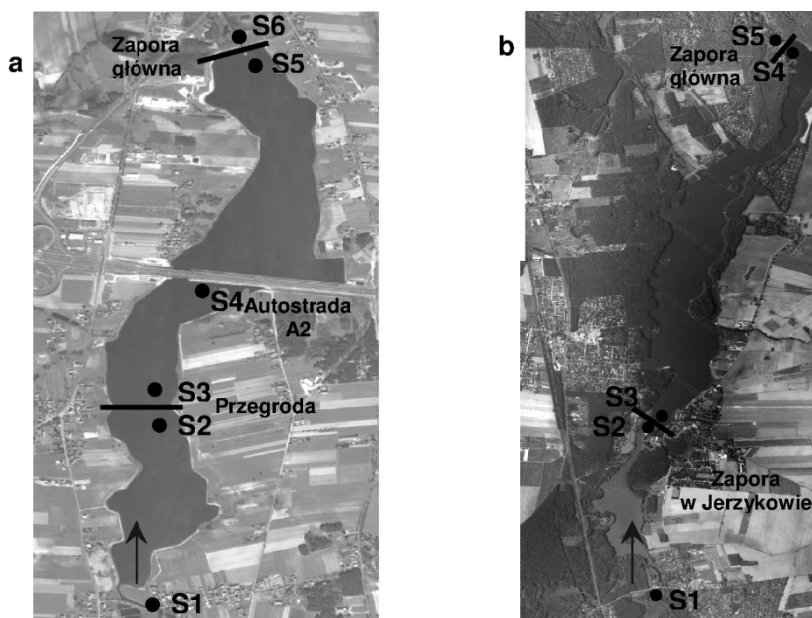
## 2. Charakterystyka wybranych obiektów

W pracy analizowano działanie dwóch niedużych zbiorników nizinnych (Zbiornik Jezioro Kowalskie na rzece Głównej oraz zbiornik Stare Miasto na rzece Powie), które charakteryzują się specyficznym kształtem czaszy. Są to obiekty, w których wydzielono tzw. zbiornik wstępny lub inaczej wstępną strefę osadową. Terminy te zostały użyte w odniesieniu do zbiorników, których czasza jest przegrodzona w kierunku prostopadłym do zbiornika. W ten sposób przepływ między górną a dolną częścią jest ograniczony. Część górna jest zazwyczaj mniejsza i stanowi tzw. zbiornik wstępny działający jak osadnik. Część dolna nazywana zbiornikiem głównym zawiera podstawowe pojemności użytkowe, tzn. pojemność użytkowa właściwą, martwą, pojemność powodziową stałą i forsowną. Rozwiązanie takie jest jedną z metod zapobiegania akumulacji materiału i degradacji jakości wody w zbiornikach retencyjnych.

Zbiornik Stare Miasto położony jest na rzece Powie i jest stosunkowo nowym obiektem, który został oddany do użytku w 2006 roku. Długość zbiornika wynosi 4,5 km, a powierzchnia zalewu przy normalnym poziomie piętrzenia (NPP = 93,50 m n.p.m.) wynosi 90,68 ha. Całkowita pojemność zbiornika wynosi 2,159 mln m<sup>3</sup>, a użytkowa 1,216 mln m<sup>3</sup>. Zbiornik przecina autostrada A2 dzieląc go na dwie części, dodatkowo górna część zbiornika przedzielona jest przegrodą z prze-

pustem. Powierzchnia zalewu części przegrodzonej to 27 ha a pojemność tej części wynosi 0,294 mln m<sup>3</sup> (rys. 1a) [17]. Głębokość akwenu wynosi od 1,2 m do około 5,7 m przy zaporze.

Drugi jest zbiornik Jezioro Kowalskie położony na rzece Głównej z zapora czołową usytuowaną w km 15 + 428 rzeki. Zbiornik podzielony jest na dwie części: pierwsza to zbiornik dolny podpiętrzony zapora czołową (w km 15 + 428), druga część to zbiornik górny podpiętrzony tzw. zapora górną w Jerzykowie w km 19 + 888 rzeki Głównej (Ryc. 1b). Powierzchnia zalewu wynosi 203 ha (przy NPP = 87,00 m n.p.m), a pojemność całkowita 6,580 mln m<sup>3</sup> w tym powierzchnia zbiornika dolnego wynosi 162,8 ha a górnego 40,4 – odpowiednio o pojemnościach całkowitych odpowiednio 5,99 mln m<sup>3</sup> i 0,590 mln m<sup>3</sup>. Głębokość akwenu waha się od 1,5 m do około 6,5 m przy zaporze. Na rzece poniżej zbiornika znajduje się wodowskaz Wierzenica. Obiekt został oddany do użytku w 1984 roku (rys. 1b) [4].



**Rys. 1.** Zdjęcia lotnicze zbiorników wodnych: a – zbiornik Stare Miasto na rzece Powie, b – zbiornika Jezioro Kowalskie na rzece Głównej ([www.googleearth.com](http://www.googleearth.com))

**Fig. 1.** Air photo of reservoirs: a – the Stare Miasto reservoir in the Powa river, b – the Kowalskie Lake in the Glowna river



## 2.1. Podstawowe zadania oraz gospodarka wodna prowadzona na zbiornikach

Cele gospodarki wodnej prowadzonej na zbiornikach są bardzo zbliżone. Stare Miasto oraz Jezioro Kowalskie są zbiornikami wielozadaniowymi pracującymi w rocznym cyklu wyrównawczym. Zmiany poziomów wody w zbiornikach wynoszą odpowiednio: na Starym Mieście od rzędnej 92,70 m n.p.m do rzędnej 94,00 m n.p.m natomiast w Jeziorze Kowalskim od rzędnej 85,00 m n.p.m do rzędnej 87,45 m n.p.m. Podstawowym celem zbiorników jest zapewnienie wody do nawodnień gruntów ornych i użytków zielonych oraz zapewnienie odpowiedniego przepływu nienaruszalnego poniżej zbiorników i wyrównywanie deficytów wody w okresach suszy. Jednakże ważnym celem gospodarki wodnej prowadzonej na obiektach jest ochrona przeciwpowodziowa miejscowości położonych poniżej odpływu, w tym Konina oraz Poznania. Oprócz wymienionych celów, woda zgromadzona w zbiorniku jest wykorzystywana dla celów rekreacji i rybołówstwa.

Zbiorniki są od marca napełniane i stan wody jest utrzymywany na poziomie NPP, który odpowiednio wynosi: dla zbiornika Starego Miasto 93,50 m n.p.m oraz dla zbiornika Jezioro Kowalskie 87,00 m n.p.m. Zwierciadło wody na zbiornikach utrzymywane jest na poziomie normalnego poziomu piętrzenia (NPP) aż do końca października. W październiku zbiorniki są opróżniane do MinPP, który wynosi dla zbiornika Stare Miasto 85,00 m n.p.m oraz dla zbiornika Jezioro Kowalskie 92,70 m n.p.m [4,17].

Obiekty wybrano celowo, są to zbiorniki wielozadaniowe a każdy z nich ma specyficzną budowę, która istotnie wpływa na gospodarowanie wodą w zbiornikach jak również na różnego rodzaju przemiany jakie w nich zachodzą, np.: osadzanie się rumowiska wlezonego, jakość wody w części wlotowej itd.

## 2.2. Charakterystyka hydrologiczna zlewni rzek Powy i Głównej

Nateżenie przepływu rzeki Powy w profilu Posoka ( $A = 332 \text{ km}^2$ ), poniżej zbiornika w latach 1975–2009 wynosiło od  $NNQ = 0,012 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  do  $WWQ = 42,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , a średni roczny przepływ (SSQ) rzeki wyniósł  $1,17 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Średni roczny przepływ w półroczu zimowym (SSQ =  $1,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) był o ok. 65% wyższy niż w półroczu letnim [9]. W badanym

okresie średni roczny odpływ wyniósł 36,9 mln m<sup>3</sup>, a średni roczny odpływ jednostkowy z badanej zlewni wyniósł 3,52 dm<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup>·km<sup>-2</sup>.

Znacznie niższymi przepływami charakteryzuje się rzeka Główna w profilu Wierzenica ( $A = 222 \text{ km}^2$ ), gdzie średni roczny przepływ rzeki w latach 1977–2009 wyniósł 0,73 m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup>, a przepływy ekstremalne wynosiły od NNQ = 0,006 m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup> do WWQ = 10,8 m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup> [15]. Średni przepływ w półroczu letnim wynosił ok. 0,5 m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup> i był niższy o 50% niż w półroczu zimowym. Średni odpływ rzeki w wieloleciu 1977–2009 wyniósł 23 mln m<sup>3</sup>, co daje wskaźnik odpływu równy 104 mm. Średni roczny spływ jednostkowy wyniósł 3,29 dm<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup>·km<sup>-2</sup>.

Jak można zauważyć na rys. 1 a, b zbiorniki mają różną powierzchnię. Zbiornik Kowalski ( $A = 203 \text{ ha}$ ) jest ponad dwa razy większy od zbiornika Stare Miasto ( $A = 90,68 \text{ ha}$ ). Jednak przepływy jakie możemy zaobserwować w Główniej ( $SSQ = 0,73 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) są mniejsze niż w (SSQ = 1,17 m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup>). Zbiorniki również znacząco różnią się pojemnością całkowitą. Zbiornik Kowalski ma trzy razy większą pojemność niż zbiornik Stare Miasto.

### 3. Metodyka i materiały badawcze

Uproszczoną analizę warunków funkcjonowania zbiorników wykonano na podstawie symulacji komputerowych. W tym celu wykorzystano pakiet HEC-RAS [1]. Podstawą wykonanych symulacji były następujące dane: geometria zbiorników, piętrzenia na zbiornikach oraz wielkość natężenia dopływu. W przypadku zbiornika Jezioro Kowalskie wykorzystano pomiary geometrii koryta i mapy topograficzne w skali 1:2000 z roku 1974 [4, 17] oraz przepływy notowane w profilu Wierzenica na rzece Główniej. Przygotowanie danych dla zbiornika Stare Miasto obejmowało analizę pomiarów i map topograficznych w skali 1:2000 z 2006 roku oraz analizę przepływów w profilu Posoka na rzece Powie. Dla każdego zbiornika wykonano szereg symulacji przy różnych poziomach piętrzenia oraz przy różnych dopływach do zbiornika. Symulacje wykonano dla dwóch przypadków: przy zamkniętej i otwartej przegrodzie dla zbiornika Stare Miasto oraz przy zamkniętym i otwartym jazie na zbiorniku Jezioro Kowalskie. Do obliczeń zwierciadła wody wykorzystano pakiet komputerowy HEC-RAS, który jest oprogramowaniem służącym do obliczeń hydrodynamicznych. W pracy wykorzystywano jedy-

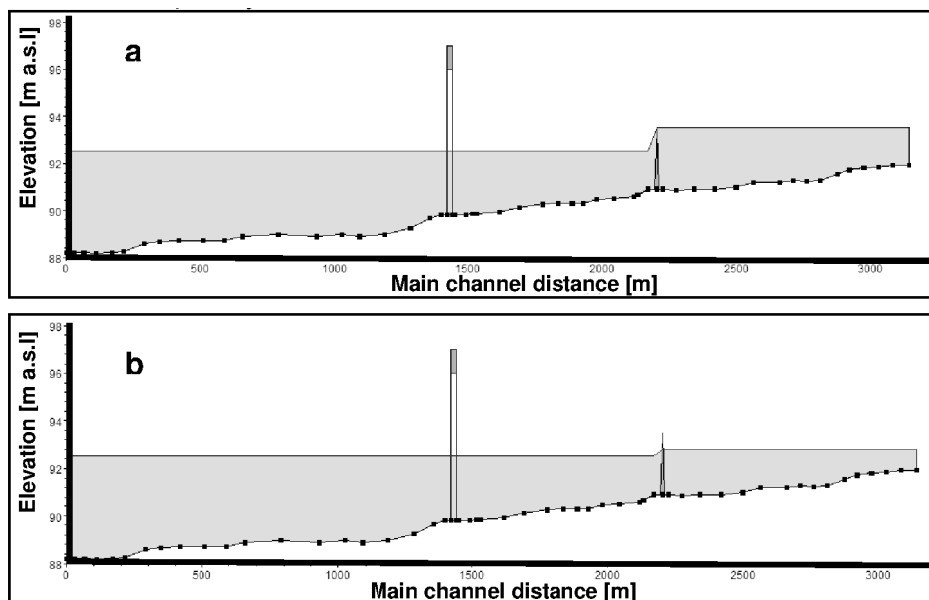
nie moduł do symulacji przepływu ustalonego, którego podstawą jest szczególna wersja równania Bernoulliego. Prosty model matematyczny ruchu wolnozmiennego jest wzbogacony o elementy przepływu w korytach wielodzielnym, lokalne przepływy szybkozmiennym na budowach hydrotechnicznych oraz kilka rodzajów warunków brzegowych [1].

W ramach badań terenowych (od IV 2011 roku do III 2012 r.) wykonano m. in. pomiary hydrometryczne (stany wody, prędkość przepływu wody i głębokość rzeki) w dwóch profilach usytuowanych powyżej i poniżej zbiorników oraz pobierano próbki wody z tych punktów a także 3–4 próbki wody ze zbiorników do analiz fizykochemicznych (rys. 1). Analizy laboratoryjne próbek wody obejmujące oznaczenia wskaźników fizykochemicznych, a także ocenę jakości wody wykonano zgodnie z obowiązującymi normami zawartymi w Rozporządzeniu MŚ [14].

#### 4. Wyniki badań

Analizę warunków funkcjonowania zbiorników wykonano na podstawie symulacji komputerowych. Obrazują one obliczone układy zwierciadła wody oraz wpływ zbiorników na jakość wody. Układy zwierciadła wody wyznaczono dla kilku scenariuszy warunków wodnych obejmujących natężenie dopływu do zbiornika, wielkość piętrzenia na zaporze głównej oraz sposób manewrowania zamknięciami na przegrodzie oddzielającej część osadową. Warunki takie są typowe dla funkcjonowania tego typu zbiorników. Na rys. 2 a,b przedstawiono profile podłużne zwierciadła wody wraz z dnem oraz zaznaczoną przegrodą dla zbiornika Stare Miasto. Dodatkowo na rys. 2 a,b zaznaczono autostradę A2 przebiegającą przez zbiornik Stare Miasto. Wykresy są prezentacją wyników uzyskanych z pakietu HEC-RAS. Oś pozioma reprezentuje odległość od zapory głównej, natomiast pionowa rzędne. Na rys. 2 a, b przedstawiono poziom zwierciadła wody na zbiorniku Stare Miasto przy dopływie równym  $WWQ = 42,6 \text{ m}^3/\text{s}$  i przy minimalnym poziomie piętrzenia 92,7 m n.p.m. Obliczenia wykonano dla dwóch przypadków: przy minimalnym otwarciu okna przepływowego oraz gdy światło przelewu jest całkowicie otwarte. Jak można zauważyć przegroda dzieli zbiornik na dwie części. Przy zamkniętym oknie przepływowym (rys. 2 a) poziom wody w części osadowej podnosi się prawie o 10 cm powyżej NPP (powyżej NPP) co powoduje przelewanie się wody przez przegrodę oraz

obniżanie się zwierciadła wody w części głównej co może prowadzić do pogorszenia się jakości wody w tej części. W drugim przypadku przegroda jest otwarta (rys. 2b) co powoduje dość swobodny przepływ pomiędzy częścią wstępną i główną. Warunki takie sprzyjają swobodnemu mieszanii się wody.

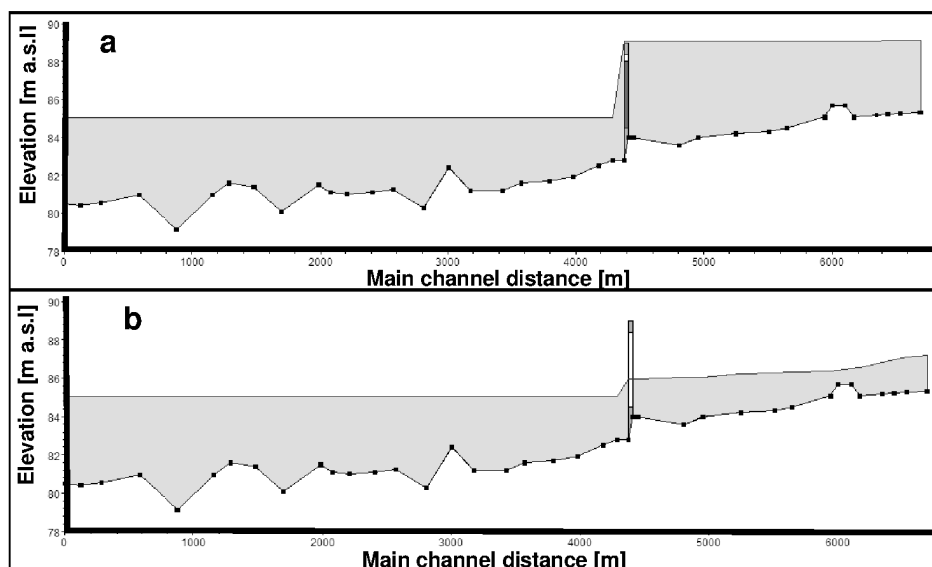


**Rys. 2.** Profil zwierciadła wody zbiornika Stare Miasto przy przepływie  $42,6 \text{ m}^3/\text{s}$  (przy MinPP 92,7 m n.p.m), a – przy zamkniętym oknie przepływowym, b – przy otwartym oknie przepływowym

**Fig. 2.** Longitudinal profile of water surface in the Stare Miasto reservoir for discharge  $42.6 \text{ m}^3/\text{s}$  (minimum water level in the dam section equal to 92.7 m a.s.l.), a – with closed sluices, b – with open sluices

Na rys. 3 a, b przedstawiono wyniki dla zbiornika Jezioro Kowalskie przy dopływie równym  $\text{WWQ} = 10,8 \text{ m}^3/\text{s}$  i przy minimalnym poziomie piętrzenia 85 m n.p.m. Tak jak w poprzednim przypadku, rys. 3a przedstawia układ zwierciadła wody przy zamkniętym świetle przelewu, natomiast rys. 3b obrazuje układ zwierciadła wody przy pełnym otwarciu zamknięć na jazie w Jerzykowie. Tak jak w przypadku zbiornika Stare Miasto zamknięcie jazu w Jerzykowie powoduje przelanie się wody przez zaporę o ok. 1,7m powyżej MaxPP na zaporze w Jerzykowie co

może doprowadzić do zniszczenia budowli. Natomiast przy otwartej klapie (rys. 3b) jazu możemy zaobserwować swobodny przepływ wody z jednej części do drugiej.

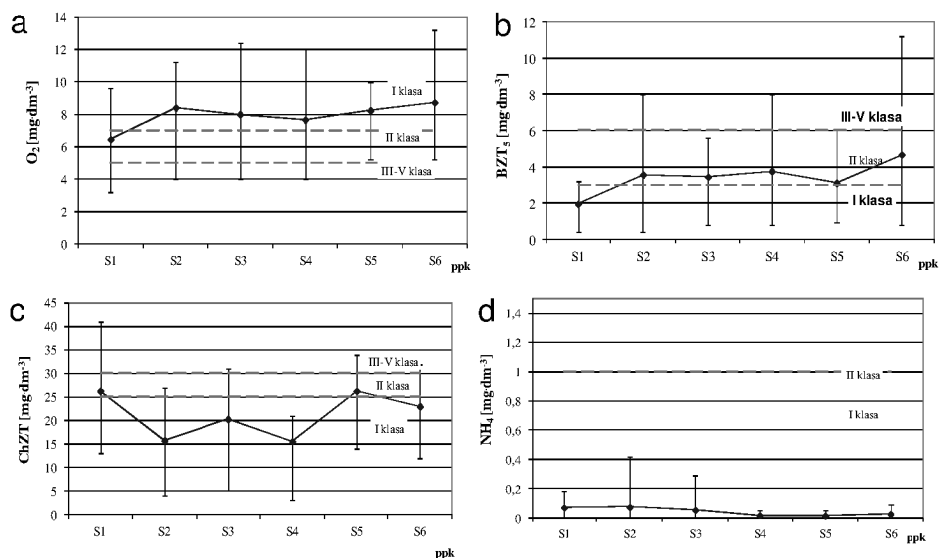


**Rys. 3.** Profil zwierciadła wody zbiornika Jezioro Kowalskie przy przepływie  $10,8 \text{ m}^3/\text{s}$  (przy MinPP 85 m n.p.m), a – przy zamkniętym przepływie przez jaz, b – przy otwartym przepływie przez jaz

**Fig. 3** Longitudinal profile of water surface in the Kowalskie Lake for discharge  $10.8 \text{ m}^3/\text{s}$  (minimum water level in the dam section equal to 85 m a.s.l.), a – with closed sluices, b – with open sluices

Druga grupa wyników obejmuje wyniki jakości wody pobranej w powyżej i poniżej zbiorników a także ze zbiorników (Rys. 1 a, b – zaznaczone jako S1, S2, itd.). Jakość wód rzek przepływających przez omawiane zbiorniki określono na podstawie stężeń wartości średniej 10-ciu wskaźników fizykochemicznych wspierających elementy biologiczne (Rozp. MŚ 2011). Jakość wody rzeki Powy powyżej i poniżej zbiornika Stare Miasto odpowiadała w większości badanych wskaźników I klasie jakości wody (stan bardzo dobry). Tylko dwa wskaźniki powyżej zbiornika (punkt pomiarowo-kontrolny ppk S1) charakteryzujące warunki tlenowe (stężenia tlenu rozpuszczonego i ChZT) przekraczały wartości

graniczne dla I klasy i dlatego stan wód rzeki poniżej zbiornika określono jako dobry (II klasa) (rys. 4). Natomiast poniżej zbiornika (ppk S6) tylko średnia wartość wskaźnika  $BZT_5$  klasyfikowała wody do II klasy, a pozostałe wartości średnich stężeń wskaźników mieściły się w I klasie. Zaobserwowano korzystny wpływ zbiornika Stare Miasto na jakość wód rzeki Powy. Poniżej zbiornika notowano wyższe o ok. 35% stężenia tlenu rozpuszczonego i niższe stężenia większości wskaźników (nawet o ok. 70%  $NH_4$ ) w porównaniu do jakości wody powyżej zbiornika.

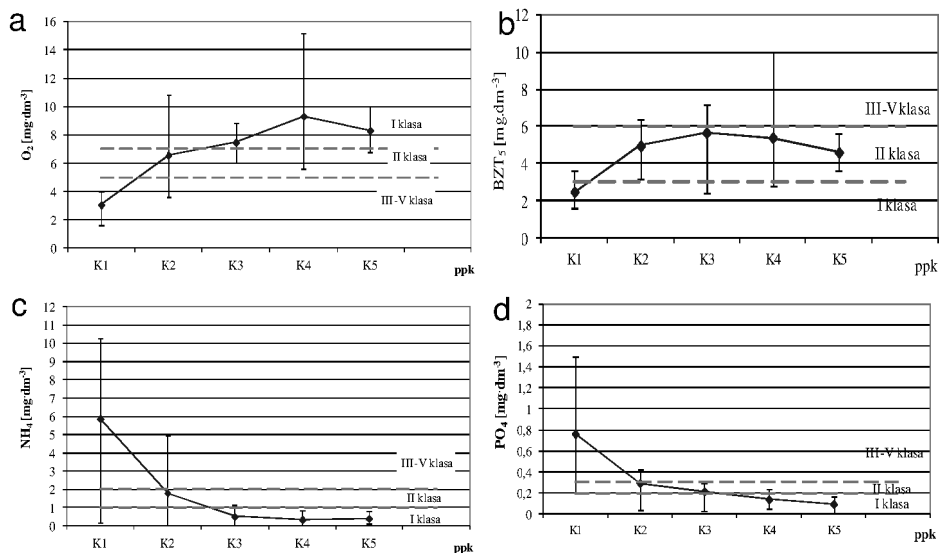


**Rys. 4.** Profile hydrochemiczne na rzece Powy: a) stężenie tlenu rozpuszczonego, b)  $BZT_5$ , c) ChZT i d) stężenia  $NH_4$

**Fig. 4.** Hydro-chemical profiles of the Powa river: a) dissolved oxygen, b)  $BOD_5$ , c) COD and d)  $NH_4$

Stan wody rzeki Głównej powyżej zbiornika Jezioro Kowalskie (ppk K1) określono poniżej dobrego. Średnie stężenia czterech na dziesięć przebadanych wskaźników jakości wody nie spełniało wymogów II klasy. Średnie stężenia tlenu rozpuszczonego ChZT, azotu amonowego i fosforanów przekraczały odpowiednio o 40, 32, 66 i 59% granice II klasy jakości wody. Średnie stężenia pozostałych wskaźników mieściły się w I klasie jakości. Również w tym przypadku odnotowano korzystny wpływ zbiornika na jakość wód rzeki. Poniżej zbiornika (ppk K5) większość wskaźni-

ków nie przekraczała wartości granicznych I klasy, jedynie dwa wskaźniki klasyfikowały wodę do II i III–V klasy (BZT<sub>5</sub> i ChZT) (rys. 5).



**Rys. 5.** Profile hydrochemiczne na rzece Główna: a) stężenia tlenu rozpuszczonego, b) BZT<sub>5</sub>, c) NH<sub>4</sub> i d) stężenia PO<sub>4</sub>

**Fig. 5.** Hydro-chemical profiles of the Główna river: dissolved oxygen, BOD<sub>5</sub>, COD and PO<sub>4</sub>

## 5. Podsumowanie

Głównym celem prezentowanych badań była analiza wpływu części wstępnej zbiorników na ich funkcjonowanie oraz na procesy w nim zachodzące. Autorki pracy skupiły się na analizie części wstępnej dwóch zbiorników: Jezioro Kowalskie na rzece Główniej oraz zbiornika Stare Miasto na rzece Powie. Istotność poruszonego problemu wykazano w pierwszej części artykułu. Budowa zbiorników dwustopniowych jest dobrym rozwiązaniem. Zaprezentowane wyniki potwierdzają tę tezę.

Na przykładzie zbiornika Jezioro Kowalskie wyraźnie widać sposób funkcjonowania zbiorników dwu stopniowych. W części osadowej następuje osadzanie się rumowiska drobnego i deponowanie dużych ilości substancji zanieczyszczających. Natomiast w części głównej jakość wody jest wyraźnie lepsza. Na razie procesy wcześniej omówione nie są

tak intensywne w zbiorniku Stare Miasto, który jest dość młodą budowlą. Jednak nawet tam można dostrzec różnice stężeń tlenu rozpuszczonego i CHZT pomiędzy strefą wstępną a główną zbiornika.

Przedstawione analizy pozwalają przypuszczać, że budowa takich zbiorników powoduje polepszenie jakości wody w część głównej zbiorników. Przegrodzenie zbiornika przyczynia się do osadzania się rumowiska we wlotowej części a nie w całym zbiorniku, co powoduje łatwiejsze usunięcie takiego materiału.

Rozwiązanie takie jest skuteczne a także jak wskazują dostępne dane względnie tanie.

*Praca naukowa finansowana jest ze środków na naukę w latach 2011–2013 jako projekt badawczy N N305 296740 pt.: „Modelowanie i analiza działania wstępnej części osadowej w małych zbiornikach nizinnych”*

## Literatura

1. **Brunner G.W.:** *HEC-RAS, River Analysis System hydraulic reference manual, computer program documentation. US Arms Corps of Engineers. Hydrologic Engineering Center. 2002.*
2. **Dysarz T., Wicher-Dysarz J., Przedwojski B.:** *Man-induced morphological processes in Warta river and their impact on the evolution of hydrological conditions.* in Ferreira R.M.L., Alves E.C.T.L., Leal J.G.A.B., Cardoso A.H. (eds.): *River Flow 2006*, Taylor & Francis Group, 1301–1310 (2006).
3. **GUS:** *Mały rocznik statystyczny Polski 2009*, Główny Urząd Statystyczny, Warszawa. 2009.
4. **Kalbarczyk J., Lipiński A.:** *Aktualizacja instrukcji eksploatacji zbiornika wodnego „Jeziro Kowalskie”.* Biuro Studiów i Projektów Budownictwa Wodnego Hydroprojekt, Poznań. 2004.
5. **Kasperek R., Wiatkowski M.:** *Badania osadów dennych ze zbiornika Mściwojów.* Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska, 40, 194–201 (2008).
6. **Kostic S., Parker G.:** *Progradational sand-mud deltas in lakes and reservoirs. Part 2. Experiment and numerical simulation.* J. Hydraulic Res., Vol. 41, No 2, 141–152 (2003).
7. **Magilligan F.J., Nislow K.H.:** *Changes in hydrologic regime by dams.* Geomorphology, 71, 61–78 (2005).



8. **Maingi J.K., Marsh S.E.:** *Quantifying hydrologic impacts following dam construction along the Tana River. Kenya.* J. Arid Environ., 50, 53–79 (2002).
9. **Matuszak Sz.:** *Jednowymiarowe modelowanie hydrodynamiki i transportu rumowiska w zbiorniku Stare Miasto.* Maszynopis pracy magisterskiej, promotor J. Wicher-Dysarz, UP Poznań. 2012.
10. **Morris G.L., Fan J.:** *Reservoir Sedimentation Handbook.* McGraw-Hill Book Co.. 1998.
11. **Paul L.:** *Nutrient elimination in pre-dams: results of long term studies.* Hydrobiologia, 504, 289–295 (2003).
12. **Paul L., Pütz K.:** *Suspended matter elimination in a pre-dam with discharge dependent storage level regulation.* Limnologica, 38, 388–399 (2008).
13. **Pikul K., Mokwa M.:** *Wpływ osadnika wstępnego na proces zamulania zbiornika głównego.* Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska, 40, 185–193 (2008).
14. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 roku w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. Nr257, poz. 1545).
15. **Telega M.:** *Jednowymiarowe modelowanie przepływu i ruchu rumowiska w Jeziorze Kowalskim.* Maszynopis pracy magisterskiej, promotor T. Dysarz UP Poznań. 2012.
16. **Wicher J.:** *Akumulacja rumowiska w nizinnych zbiornikach wodnych,* Rozprawa doktorska: promotor B. Przedwojski, Akademia Rolnicza im. A. Cieszkowskiego w Poznaniu, Wydział Melioracji i Inżynierii Środowiska, Poznań. 2004.
17. **Woliński J., Zgrabczyński J.:** *Zbiornik retencyjny Stare Miasto na rzece Powie. Instrukcja gospodarowania wodą.* Biuro Projektów Wodno Melioracyjnych „BIPROWODMEL” Sp. z o.o. Poznań. 2008

## **Functioning of Small Lowland Reservoirs with Pre-Dam Zone on the Example of Kowalskie and Stare Miasto Lakes**

### **Abstract**

The main problem described in the paper is performance of two-stage reservoirs. It means such a reservoir which is split into preliminary sedimentation zone and main storage located below. The first zone enables separation of fine sediment particles transported as bed-load or suspended load. The main reservoir located below the sedimentation zone is supplied with partially cleaner

water. The purpose of the research is analysis and assessment of efficiency for the described approach taking into account the prevention from sediment accumulation and degradation of water quality in the main reservoir.

For the purpose of this research, two lowland reservoirs are under consideration, because the problems mentioned are observed mainly in such kind of reservoirs. These are the Kowlaskie Lake in the Główna river and the new Stare Miasto reservoir in the Powa river. The structure of both reservoirs is similar but other parameters differ significantly. The Kowalskie Lake is bigger reservoir with capacity equaling to  $6.58 \cdot 10^5 \text{ m}^3$ . The Stare Miasto reservoir is "only"  $2.161 \cdot 10^5 \text{ m}^3$  large. The reservoir differ also in the magnitude of characteristic discharges.

The analysis of hydraulic conditions is done by means of computer simulation. Their basis is HEC-RAS package and specially prepared water conditions scenarios. In both cases, the simulations presented in the paper are calculated for normal water level in the dam cross-section and maximum observed discharge as inflow to the reservoir. The scenarios applied differ in size of gate opening in the barrier, which split the reservoir into two parts. In the paper two cases are presented. These are minimum opening and full opening. In the first case, the water level in sedimentation zone increased above normal water level and the conditions for sedimentation of transported particles are better. The opening of gates causes lower differences in water levels between sedimentation zone and main reservoir part. The mixing of water is intensive, what is the effect of larger capacity of spillway gates.

The analysis of water quality was done on the basis of repeated measurements of selected solutes concentrations in a number of points along the profile. The results show that the concentration of dissolved oxygen is greater in the main part of the reservoir. The concentrations of biogenic substances are significantly lower. Presented remarks proves, that the impact of preliminary sedimentation zone on the water quality and limitation of sediment accumulation in the main reservoir is positive. The primary conclusion drawn from the analyses is recommendation for broader use of the two-stage reservoirs. Such approach is effective and relatively cheap.



# Możliwości zastosowania wskaźnika chlorkowo-bromkowego w badaniach genezy zasolenia i jakości wód

*Bogumiła Winid*  
*AGH Akademia Górniczo-Hutnicza*

## 1. Wstęp

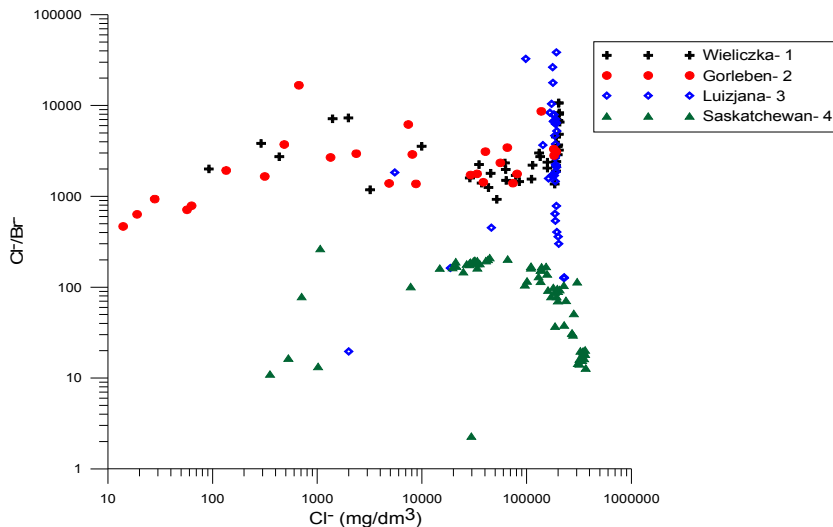
W skałach i wodach Ziemi chloru jest od 40 do 8 000 razy więcej niż bromu. Najbardziej rozpowszechnioną formą występowania tych pierwiastków są chlorki i bromki. W geologii naftowej przy poszukiwaniach złóż węglowodorów uwzględniany jest wskaźnik chlorkowo-bromkowy obliczany jako iloraz wagowy obu jonów. Wskaźnik ten może też być brany pod uwagę w ocenie zanieczyszczenia wód i analizowany w wodach o różnej mineralizacji, także pitnych [7]. Procedury badania jakości wód nie uwzględniają zawartości bromków. Zawartość bromianów (związków kancerogennych tworzących się w procesie ozonowania wód zawierających bromki) nie może przekraczać  $0,01 \text{ mg/dm}^3$  [16]. Po ozonowaniu wód zawierających  $0,160 \text{ mg/dm}^3$  jonów  $\text{Br}^-$  stężenie  $\text{BrO}_3^-$  może być ponad  $0,03 \text{ mg/dm}^3$  [2].

Niewielka ilość danych dotycząca zawartości bromków skutkuje ograniczonymi informacjami na temat wartości wskaźnika dla większości wód powierzchniowych i podziemnych w Polsce. Wartości wskaźnika  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$ , uwarunkowane są czynnikami endogenicznymi i antropogenicznymi i mogą różnić się rzędami wielkości stąd są na wykresach przedstawiane w skali logarymicznej. W artykule przedstawiono wartości wskaźnika i wybrane aspekty jego zastosowania w badaniach jakości wód.

## 2. Wskaźnik $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$ w badaniach genezy zasolenia wód

Zawartość bromków określana względem zawartości chlorków umożliwia określenie genezy zasolenia wód. Macierzystym środowiskiem występowania chlorków i bromków jest woda oceaniczna, dla której wskaźnik  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  wynosi 290. Podczas ewaporacji wody morskiej koncentracja w roztworze bromków podobnie do chlorków wzrasta. Brom z uwagi na wysoką rozpuszczalność nie tworzy własnych minerałów, może tworzyć izomorficzną domieszkę z chlorkami, dlatego więcej bromków pozostaje w roztworze niż jest wprowadzane do osadu. W wyniku rozpuszczania wcześniej osadzonych utworów chlorkowych powstają roztwory znacznieuboższe w brom w porównaniu z solankami pierwotnymi. Solanki o wartości wskaźnika  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  do 400 określane są jako pierwotne, od 400 do 1 000 jako wody mieszane, natomiast powyżej 1 000 jako wody o wtórnym zasoleniu [13].

Szeroki zakres wartości wskaźnika wód rejonów złóż soli różniący się kilkoma rzędami wielkości (rys. 1) w większej mierze wynika ze zróżnicowania zawartości bromków.

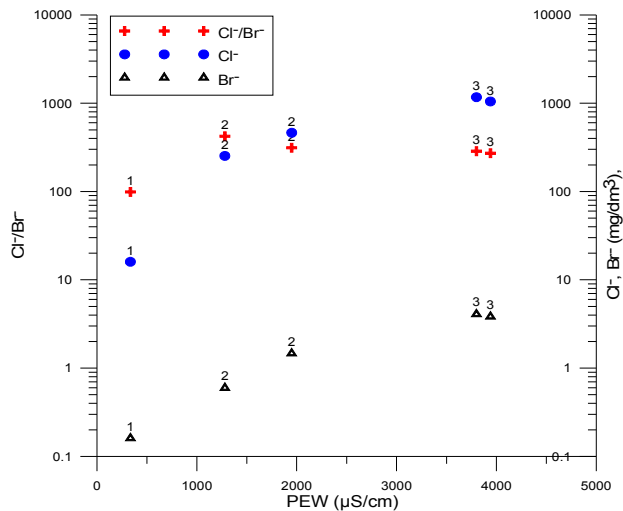


**Rys. 1.** Wartości wskaźnika  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  dla wód złóż soli z rejonów: 1 – wg [19], 2 – wg [11], 3 – wg [12], 4 – wg [20]

**Fig. 1.**  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  ratio values in salt deposit waters from the region: 1 – after [19], 2 – after [11], 3 – after [12], 4 – after [20]

W złożach soli spotykane są wody genetycznie związane z ewaporatami (np. zawarte w inkluzjach fluidalnych), ale także dopływy wód infiltracyjnych zasolonych na skutek ługowania skał solnych podczas dopływu do złoża. Większe zawartości bromków (mniejsze wartości wskaźnika  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$ ) są charakterystyczne dla wód złóż soli potasowych lub występowania soli potasowych w złożach soli kamiennej. Ilość bromków w solankach wtórnych – infiltracyjnych dopływach krążących w złożu zależy od zawartości bromu w skałach solnych oraz uwarunkowana jest też procesem cyklicznego rozpuszczania – wytrącania minerałów solnych [19].

W rejonach wybrzeży morskich wody podziemne o różnej mineralizacji będą charakteryzowały się wartościami wskaźnika  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  około 300. Dane o zawartości chlorków, bromków i przewodności dotyczące ujęć wód SW Krety (Grecja) według [18] przedstawia rys. 2.



**Rys. 2.** Zależność stężenia chlorków, bromków i wartości wskaźnika  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  od przewodności wody dla: 1 – wody wysokiej jakości z węglanowej warstwy wodonośnej, 2 – źródła wody pitnej o sezonowym wpływie infiltracji morskiej, 3 – studni pozostających pod wpływem intruzji morskich wg [18]

**Fig. 2.** The concentration of chlorides, bromides and  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  value versus water conductivity for: 1 – high-quality limestone aquifer, 2 – springs seasonally affected by infiltration of seawater, 3 – wells affected by seawater intrusion after [18]

Woda o niskiej mineralizacji (1 na rys.2.) charakteryzuje się mniejszą wartością wskaźnika  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  niż pozostałe wody. Wartość wskaźnika analizowana na tle przewodności wody świadczy o wpływie intruzji morskich na zasolenie wód. Określenie jakości wód tylko na podstawie wartości wskaźnika  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  nie byłoby możliwe.

Wody sedymentacyjne (równe wiekowo osadom, w których występują). mogą być relikdami dawnych mórz i jezior w niezmienionym składzie lub też poddanymi procesom diagenetyki solankami basenów sedymentacyjnych.

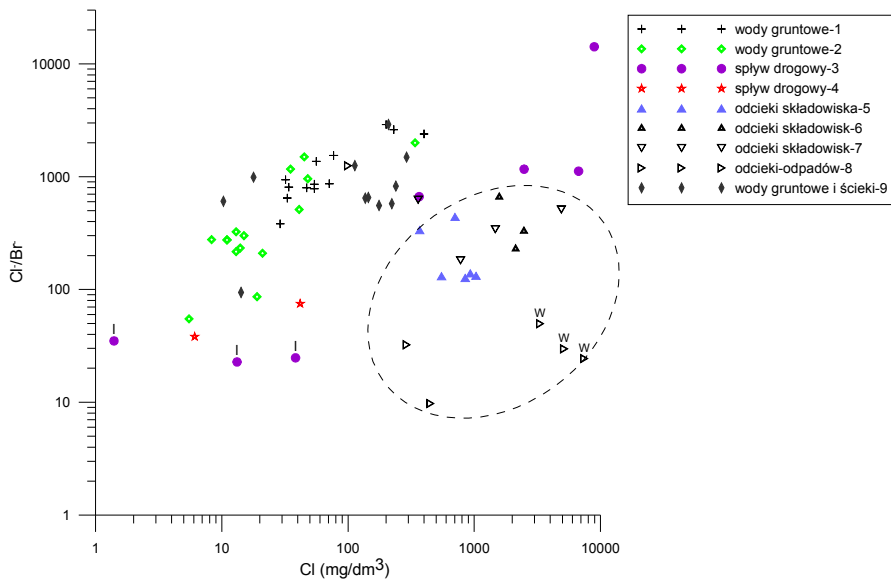
Wody basenów sedymentacyjnych charakteryzują się szerokim zakresem oraz często znaczną zawartością bromków. Wartości wskaźnika  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$ , które w wodach basenów sedymentacyjnych mogą różnić się rzędami wielkości, od poniżej 100 do powyżej 1 000 [5], zależą od zawartości materii organicznej oraz procesów takich jak: rozpuszczanie ewaporatów, wytłaczanie solanki na skutek kompaktacji przez utwory ilaste, dehydratacji minerałów podczas rekryształizacji, a także udziału wód infiltracyjnych [5].

### 3. Wskaźnik $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$ wodach zanieczyszczonych

Stężenie chlorków i bromków w wodach aktywnej strefy wymiany jest wynikiem działania czynników endogenicznych i antropogenicznych. Bromki podobnie jak chlorki będą dostawały się do wód powierzchniowych i gruntowych na skutek atmosferycznego transportu materii, ale także dopływu wód podziemnych. W wyniku działalności górniczej do aktywnej strefy wymiany wód mogą przedostawać się solanki głębokich poziomów wodonośnych, także takie, które są zanieczyszczone na skutek prac wydobywczych. Wody kopalniane odprowadzane do wód powierzchniowych w 90% są typu chlorkowego [1]. Wzbogacenie wód aktywnej strefy wymiany w chlorki i bromki może być w rejonach wybrzeży spowodowane infiltracją wód morskich (rys. 2). W wodach zwykłych aktywnej strefy wymiany wartości wskaźnika  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  na ogół wynoszą poniżej 1 000 [7].

Antropogenicznymi źródłami zwiększonej ilości chlorków i bromków są zanieczyszczone spływy powierzchniowe. Dotyczy to terenów zurbanizowanych, tras komunikacyjnych gdzie sól wykorzystywana jest do zimowego utrzymania dróg, a także obszarów zagospodarowanych rolniczo, gdzie stosowane są nawozy i środki ochrony roślin. Ogniskami zanieczyszczeń fluorowcami są także środki ogniodoporne, farma-

ceutyki, rozpuszczalniki przemysłowe, dodatki do paliw, składniki do oczyszczania wody itp. Zwiększona ilość omawianych jonów występuje w ściekach hodowlanych, bytowych i odciekach ze składowisk odpadów. Wskaźnik  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  w większości ścieków i wód zanieczyszczonych osiąga wartości od kilkuset do kilku tysięcy (rys. 3).

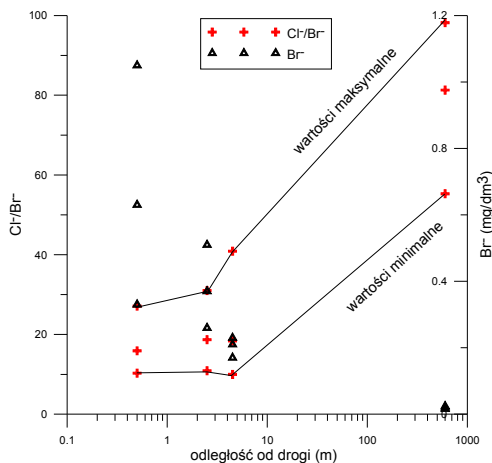


**Rys. 3.** Wartość wskaźnika  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  na tle stężenia jonów  $\text{Cl}^-$  dla: wód gruntowych: 1 – wpływ soli drogowej – Connecticut USA wg [3], 2 – wpływ domowej oczyszczalni ścieków – Ohio USA wg [8], spływu drogowego: 3 – UK wg [17] (1 – lato), Illinois USA wg [9], 4 – wybrzeże wschodnie, Polska wg [15], wody zanieczyszczone rejonów składowisk odpadów, 5 – Oklahoma USA wg [6], 6 – południowa Polska wg [10], 7 – Szwecja wg [14], 8 – odcieki odpadów komunalnych i paleniskowych (W) wg [4], 9 – oczyszczone ścieki i wody płytkiego drenażu – Illinois USA wg [9]

**Fig. 3.** Value of  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  ratio against chloride ion content for: groundwater: 1 – the impact of road salt – Connecticut U.S. after [3], 2 – the impact of domestic wastewater treatment system US-Ohio after [8]; road runoff: 2 UK after [17] (1-summer), Illinois, USA by [9], 3 – east coast of Poland after [15]; landfills area waters 5-Oklahoma USA – after [6], 6 – south Poland after [10], 7 – Sweden after [14]; 8 – municipal solid waste leachates and waste-to-energy leachates after [4], 9 – treated wastewater and tile drain – Illinois USA after to [9]

W zanieczyszczonych wodach rejonu składowisk wartości wskaźnika  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  nie przekraczają 1000. Najniższe wartości (poniżej 100) uzyskano w warunkach laboratoryjnych dla odpadów paleniskowych i komunalnych [4]. Obszar wartości charakterystycznych dla wód zanieczyszczonych odpadami został na rys. 3 zaznaczony elipsą.

W wodach spływu z arterii komunikacyjnych zanieczyszczenie powodują środki zimowego utrzymania dróg, a także fluorowcowe związki organiczne, których obecność w tych rejonach jest wynikiem ruchu pojazdów. Zawartość chlorków i bromków może zmieniać się w szerokich granicach i jest to także zależne od pory roku. Średnia zawartość bromków była w okresie zimowym 10 razy większa niż najwyższe wartości notowane dla wód powierzchniowych i 4 razy większa niż w lecie. Stężenie chlorków w zimie było większe o dwa rzędy wielkości niż w lecie [17]. Wartości wskaźnika  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  w wodach spływu drogowego w zimie [17] i wodach gruntowych o wpływie soli drogowej [3] wynosiły od kilkuset do kilku tysięcy (rys. 3). Natomiast w spływie drogowym poza okresem zimowym oraz w suchej i mokrej depozycji wartości wskaźnika były o rząd wielkości niższe i wynosiły poniżej 100 [17] (rys. 3, 4).



**Rys. 4.** Stężenie  $\text{Br}^-$  i wartości wskaźnika  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  w suchej i mokrej depozycji w różnej odległości od drogi wg [17]

**Fig. 4.** The content of  $\text{Br}^-$  and value of  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  ratios in rain and dry deposition at different distances from the road after [17]



Wskaźnik policzony na podstawie zawartości chlorków i bromków w suchej i mokrej depozycji [17] osiągał większe wartości wraz z odległością od drogi. Decydowała o tym zmniejszająca się zawartość bromków (rys. 4).

Wzrost wartości wskaźnika może być miernikiem wzrostu zanieczyszczenia (rys. 3), ale nie dotyczy to każdej sytuacji. Wzrost stosunkowo niskich (poniżej 100) wartości wskaźnika, czego przykładem są dane dotyczące suchej i mokrej depozycji (rys. 4), nie jest odpowiednikiem wzrostu zanieczyszczenia. Wartości wskaźnika (poniżej 100) notowane w odciekach odpadów komunalnych i paleniskowych uzyskanych w badaniach laboratoryjnych [4] nie są wprost proporcjonalne do zanieczyszczenia (stężenia jonów  $\text{Cl}^-$ ) (rys.3). Interpretacja wzrostu zanieczyszczenia na podstawie wskaźnika  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  w przypadku gdy jego wartości wynoszą poniżej 100 może budzić wątpliwości.

#### 4. Dyskusja i podsumowanie problemu

Zastosowanie wskaźnika  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  w badaniach wód nie ogranicza się obecnie tylko do określania genezy zasolenia wód, poszukiwań naftowych czy badania stopnia diagenety. Może też być on uwzględniany w badaniach wód o różnej mineralizacji, także tych słabo zmineralizowanych. Należy jednak zwrócić uwagę na pewne aspekty możliwości stosowania tego wskaźnika.

W warunkach polskich z uwagi na brak aktów prawnych określających standardy dotyczące zawartości bromków w wodach zwykłych (o niskiej mineralizacji) badania określające stężenia tych jonów nie były powszechnie wykonywane. Stąd też często przy charakterystyce wód nie ma możliwości obliczenia wskaźnika  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$ .

Szeroki zakres jaki może osiągać wskaźnik powoduje, że interpretacja znaczenia jego wartości musi być przedstawiana na tle stężenia chlorków, mineralizacji lub przewodności wody. Niskie wartości wskaźnika w wodach o podwyższonej mineralizacji są przesłanką występowania materii organicznej, natomiast wysokie (rzędu kilku tysięcy) świadczą o ługowaniu soli. W przypadku organicznych źródeł zanieczyszczeń wartości wskaźnika  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  także mogą różnić się nawet rzędami wielkości.

Antropogeniczne źródła zanieczyszczeń wód (zarówno pochodzenia organicznego jak i nieorganicznego) charakteryzują się różną zawartością chloru i bromu stąd w przypadku interferencji wielu czynników wskaźnik  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  nie będzie w sposób jednoznaczny określał źródła za-

nieczyszczenia wód. Interpretacja zanieczyszczenia wód w sytuacji jednego czynnika jest łatwiejsza. Przykładem może być wzrost wartości wskaźnika w okresie zimowym w wodach spływu drogowego wskazujący stosowanie soli jako głównej przyczyny zanieczyszczenia wód.

W relacjach między wartością wskaźnika  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  a stężeniem jonu  $\text{Cl}^-$ , mineralizacją lub przewodnością można zauważyć zależność wprost proporcjonalną, a raczej brak zależności odwrotnie proporcjonalnej. Nie oznacza to, że w każdej sytuacji wzrost wartości wskaźnika świadczy o większym zanieczyszczeniu wód, chociaż wody zanieczyszczone charakteryzują się większą mineralizacją i przewodnością niż wody niezanieczyszczone.

Wartość wskaźnika nie wskaże w sposób jednoznaczny źródła zanieczyszczenia wód. Może też nie być możliwa ocena czy zasolenie wód ma charakter endogeniczny czy antropogeniczny. Niemniej jednak wstępna charakterystyka wód na podstawie wartości wskaźnika może być przydatna dla dalszych badań.

*Pracę wykonano w ramach badań statutowych AGH nr 11.11.190.555*

## Literatura

1. **Bodzek M., Konieczny K.:** *Wykorzystanie procesów membranowych w uzdatnianiu wody.* Oficyna Wydawnicza Projprzem-EKO, Bydgoszcz, s. 570 (2005).
2. **Bodzek M., Konieczny K.:** *Usuwanie zanieczyszczeń nieorganicznych ze środowiska wodnego metodami membranowymi.* Wydawnictwo Seidel-Przywecki, s. 470 (2011).
3. **Brown, C.L., Starn, J.J., Stollenwerk, K., Mondazzi, R.A., Trombley, T.J.:** *Aquifer chemistry and transport processes in the zone of contribution to a public – supply well in Woodbury, Connecticut.* 2002–06. US Geological Survey Scientific Investigations Report 2009-5051, p. 158 (2009).
4. **Cardoso A., Levine A.:** *Batch test on mineral deposit formation due to comingling of leachates derived from municipal solid waste and waste-to-energy combustion residues.* Waste Management 29, 820–828 (2009).
5. **Collins A.G.:** *Geochemistry of Oil-field Waters.* Elsevier scientific publishing company Amsterdam – Oxford – New York, p. 496 (1975).
6. **Cozzarelli I.M., Böhlke J.K., Masoner J., Breit G.N., Lorah M.M., Tuttle M.L.W., Jaeschke J.B.:** *Biogeochemical evolution of a landfill leachate plume, Norman, Oklahoma.* Ground Water v. 49, no 5, 663–687 (2011).

7. **Davis S.N., Whittemore D.O., Fabryka-Martin J.:** *Uses of chloride/bromide ratios in studies of potable water.* Ground Water vol. 36, no 2, 338–350 (1998).
8. **Dumouchelle, D.H.:** *Assessment of the use of selected chemical and microbiological constituent as indicators of wastewater in curtain drains from home-sewage-treatment systems in Medina County. Ohio.* US Geological Survey Scientific Investigations Report 2006-5183, p. 20 (2006).
9. **Kelly W.R., Panno S.V., Hackley K.C., Hwang H-H., Martinsek A.T., Markus M.:** *Using chloride and other ions to trace sewage and road salt in the Illinois Waterway.* Applied Geochemistry v. 25, 661–673 (2010).
10. **Klojzy-Kaczmarek B., Mazurek J., Czajka K.:** *Jakość odcieków a wybór charakterystycznych wskaźników zanieczyszczeń wód wokół składowisk odpadów komunalnych.* Współczesne problemy hydrogeologii – Tom XI, cz. 2, 423–426. Gdańsk. 2003.
11. **Kloppmann W., Negrel Ph., Casanova J., Klinge H., Schelkes K., Guerrot C.:** *Halite dissolution derived brines in the vicinity of Permian salt dome (N German Basin). Evidence from boron, strontium, oxygen, and hydrogen isotopes.* Geochimica et Cosmochimica Acta v. 65, no 22, 4087–4101 (2001).
12. **Kumar M.B.:** *Character of meteoric leaks in the salt mines of south Louisiana, US.* Journal of Hydrology v. 66, 351–368 (1983).
13. **Matray J-M, Fontes J-C.:** *Origin of the oil-field brines in the Paris basin.* Geology v. 18, 501–504 (1990).
14. **Öman C.B., Junestedt Ch.:** *Chemical characterization of landfill leachates – 400 parameters and compounds.* Waste Management 28, 1876–1891 (2008).
15. **Polkowska Ż., Dubiella-Jackowska A., Zabiegała B., Namieśnik J.:** *Skład zanieczyszczeń wprowadzanych do środowiska wzdłuż dróg o różnym natężeniu ruchu pojazdów mechanicznych.* Ecological Chemistry and Engineering t. 14, nr S3, 59–83 (2007).
16. Rozporządzeniem Ministra Zdrowia z dnia 20 kwietnia 2010r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz.U. Nr 72 Poz. 46).
17. **Sollars C.J., Peters C.J., Perry R.:** *Bromide in urban runoff – water quality considerations, effects of waste disposal on groundwater and surface water.* (Proceedings of the Exeter Symposium, July 1982. IAHS Publ. no 139, 101–112 (1982).
18. **Tyravola K., Diamadopoulos E.:** *Bromate formation during ozonation of groundwater in coastal areas in Greece.* Desalination v. 176, 201–209 (2005).

19. **Winid B., Witzak S.:** *Bromide concentration in mine waters from the Wieliczka Salt Mine as an indicator of their origin and migration of flow paths in the salt deposit.* *Annales Societatis Geologorum Poloniae*, v. 74, 277–283 (2004).
20. **Wittrup M.B., Kyser T.K.:** *The petrogenesis of brines in devonian potash deposits of western Canada,* *Chemical Geology* v. 82, 103–128 (1990).

## **Possibility of $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$ Ratio Application in the Studies of Origin of Salinity and Water Quality**

### **Abstract**

$\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  ratio is used for petroleum geology in exploration of hydrocarbon deposits. The value of this indicator is a measure of the process of diagenesis and the origin of groundwater salinity. This indicator can also be included in the environment studies – pollution of the waters. Chlorides and bromides origin may be endogenous and anthropogenic. Bromides and chlorides will penetrate into groundwater and surface water due to groundwater inflow. The salinity of these waters may be due to dissolution of evaporates, salt extrusion compaction due to the works of clay or clay and micro pores or dehydration of minerals during re-crystallization. Enrichment of active water exchange zone in the chlorine and bromine may also be due to salt intrusion in coastal areas of infiltration of sea water.

Anthropogenic origin of the chlorides and bromides may be the result of mining activity. Source of pollution with chlorine and bromine are also fertilizers, plant protection measures, fireproof, pharmaceuticals, industrial solvents, fuel additives and components for water purification and sewage farm, household, landfill leachate, road salt, etc. The paper presents two aspects of the application of  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  – ratio: in the genesis of salinity and water quality.

The  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  ratio for the waters of the salt deposit are within the range of values from a few to tens of thousands. Increased content of bromides (lower index value  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$ ) are characteristic of deposits of potassium salts or presence of potassium salts in the salt deposits. The values of  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  ratios due to the variation of bromide content in salt rock being dissolved. Leaks can be a primary brine waters or infiltrations waters from surrounding rock strata, mineralized on the flow path waters.

The presented data of  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  ratio for wastewater and water pollution under the influence of municipal, livestock, etc. indicate that a wide range of values  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  does not allow for unambiguous determination of pollution sources

only on the value of this indicator. In Poland due to lack of legislation defining the bromides content standards determination the concentration of these ions were not widely implemented. Hence, in most cases, the characteristics of waters is not possible to calculate the ratio  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  can range from several dozen to over a thousand. So the interpretation of its value has been presented against the background of the chloride content, mineralization or water conductivity. Low  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  index values in waters with high mineralization is a prerequisite presence of organic matter, and high (several thousand) indicate leaching of salts or her presence. In the case of organic sources of pollution indicator value of  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  also may be different by several orders of magnitude.

Anthropogenic sources of water pollution can be both organic and inorganic and hence in the case of interference of various factors  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  ratio is not clearly defined sources of water pollution. Determining the origin of groundwater salinity on the value of the ratio does not indicate clearly the source of contamination. However, based on initial characterization of the indicator value may set the direction for further research.



## **Odpady stałe ze spalania węgla kamiennego w sektorze komunalno-mieszkaniowym**

*Katarzyna Stala-Szlugaj  
Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi  
i Energią PAN, Kraków*

### **1. Wprowadzenie**

W Polsce najbardziej popularnym paliwem wykorzystywanym do produkcji energii cieplnej jest węgiel kamienny. Statystyki Urzędu Regulacji Energetyki pokazują, że w 2010 roku 76% ciepła powstało w oparciu o ten surowiec, a pozostałą część wytworzono ze spalania: oleju opałowego (7,5%), biomasy (5,7%), gazu ziemnego (5,2%) i tzw. pozostałych paliw (5,6%) [9].

W sektorze komunalnym z wyprodukowanych w 2010 roku [10] 214,9 TJ energii cieplnej, 84% wytworzonych było w oparciu o dwa paliwa: węgiel (aż 67%) i gaz ziemny (17%).

Jednakże spalanie węgla, to nie tylko wytwarzanie pożytecznej dla człowieka energii cieplnej. Wiąże się z nim także wprowadzanie do atmosfery szeregu zanieczyszczeń (np. oprócz emisji gazów jak CO<sub>2</sub> czy SO<sub>x</sub>); jest ono również źródłem odpadów stałych (popiołów, żużli, etc).

W przypadku sektora drobnych odbiorców węgla kamiennego, powstałe w wyniku spalania pyły, częściowo systemem kominowym uchodzą do atmosfery (stąd od niewielkiej wysokości komina/emitora zwane są „niską emisją”). Pozostała ich część – w postaci popiołu i żużla – trafia między innymi do odpadów komunalnych. By przyjrzeć się skali wytwarzanych przez sektor drobnych odbiorców odpadów stałych, w artykule podjęto próbę oszacowania ich ilości. W związku z tym, że w cytowanych w artykule pozycjach [9, 10, 11, 12, 13] dla tej samej grupy odbiorców stosowane jest różne nazewnictwo (np. sektor: drobnych odbiorców, komunalny, komunalny i mieszkaniowy, komunalno-bytowy

etc.), w artykule przyjęto analizowaną grupę odbiorców określać mianem sektora komunalno-mieszkaniowego.

## **2. Produkty powstałe w wyniku spalania węgla kamiennego**

Ze względu na sposób zachowania się podczas procesu spalania, związki tworzące węgiel umownie przyjęto dzielić na substancję palną i balast. Ta pierwsza głównie składa się z węglowodorów i związków organicznych (w skład których wchodzi: siarka, tlen i azot) oraz w niewielkim stopniu siarczków nieorganicznych, zaś balast – z wilgoci i części mineralnych, z których powstaje popiół [1].

W wyniku spalania węgla powstaje szereg zanieczyszczeń będących toksycznymi i nietoksycznymi produktami spalania, występującymi w formie stałej i gazowej [2]. W efekcie oprócz węgla, tlenków siarki, azotu i niespalonych węglowodorów oraz pary wodnej, powstają również cząstki stałe (popiół, sadza, koksik i pierwiastki śladowe).

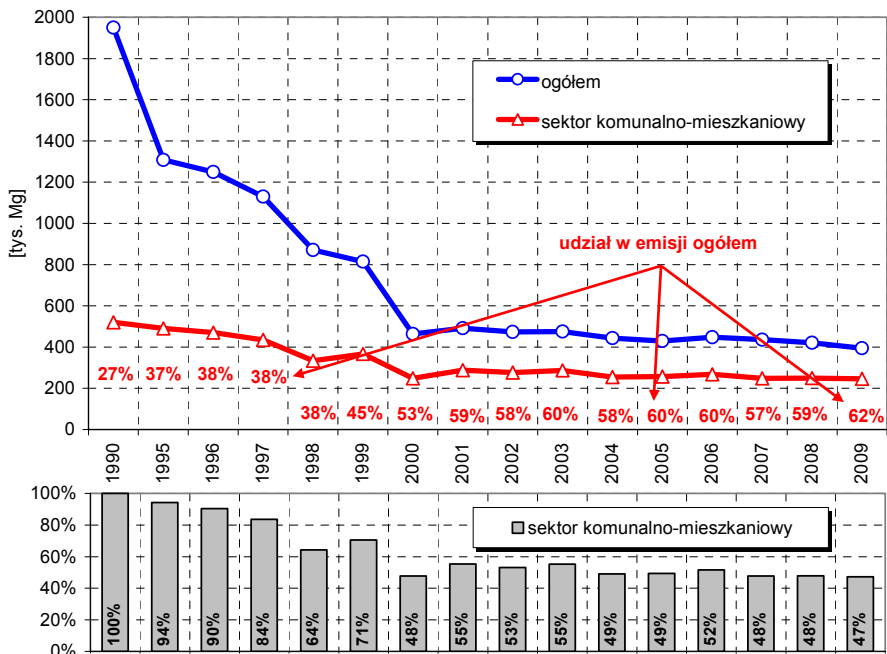
Ilość powstających odpadów stałych (popiołu i żużla) zależy zarówno od ilości zużytego węgla, jak i od jego jakości (zawartości popiołu), skuteczności zastosowanych urządzeń odpylających oraz rodzaju i konstrukcji paleniska [2].

O skali powstających odpadów stałych może w pewnym przybliżeniu mówić ilość wyemitowanych do atmosfery zanieczyszczeń pyłowych. Na podstawie danych [11] sporządzono wykres (rys. 1) ilustrujący zanieczyszczenia pyłowe wyemitowane do atmosfery przez wszystkie sektory gospodarcze oraz z wyszczególnieniem sektora komunalno-mieszkaniowego. Wzięto pod uwagę lata 1990–2009.

Od lat dziewięćdziesiątych XX wieku widoczne jest radykalne zmniejszenie ilości emitowanych pyłów. Przyczynił się to nie tylko spadek zużycia węgla. W roku 1990 krajowe zużycie węgla kamiennego kształtowało się na poziomie 120 mln ton, w 2000 r. było już niższe o 35 mln ton, a w 2010 kształtowało się na poziomie 82 mln ton.

Również istotny wpływ miały m.in. wprowadzone w 1990 r. limity emisji ze spalania paliw w energetyce. Towarzyszył im system opłat za emisję zanieczyszczeń do powietrza oraz kary za przekroczenia wartości emisji dopuszczalnych, co wymusiło poprawę jakości węgla [1, 3, 4]. Do zmniejszenia emisji pyłów przyczyniła się także likwidacja dużej części energochłonnego przemysłu ciężkiego oraz poczynione inwestycje w nowsze rozwiązania technologiczne.

Na poprawie jakości węgla skorzystali również odbiorcy z sektora komunalno-mieszkaniowego. W stosunku do roku 1990, emisja pyłów z tego sektora w 2009 r. zmniejszyła się o 53% (tj. o 274 tys. ton). Jednakże od roku 2000 stał się on głównym emitentem pyłów w kraju (z udziałem kształtującym się na poziomie 53–62%).



**Rys. 1.** Emisja pyłów z wyszczególnieniem sektora komunalno-mieszkaniowego, lata 1990–2009

**Fig. 1.** Dust emission in municipal and housing sector, 1990–2009

Źródło: opracowano na podst. danych [11, 12]

### 3. Jakość węgla kamiennego spalnego przez sektor komunalno-mieszkaniowy

W ostatnich kilku latach krajowi odbiorcy węgla – w tym odbiorcy indywidualni – mogą zaopatrywać się w węgiel zarówno rodzimej produkcji, jak również pochodzący z importu [6]. Nie jest prowadzona statystyka jakościowa węgla importowanego. Z wyrywkowych informacji udostępnianych przez importerów węgla, w latach 2008–2012 wartość



opala (Q<sub>i</sub><sup>r</sup>) tego surowca oscylowała w zakresie: 23–30 MJ/kg, zawartość siarki – od 0,2 do 0,7% S<sup>r</sup>, a popiołu – od 3 do 12% A<sup>r</sup>.

Natomiast pełny obraz jakościowy udostępniają rodzimi producenci węgla. Odbiorcy indywidualni zaopatrują się głównie w węgiel kamienny energetyczny. Z punktu widzenia produktu handlowego, sprzedaż tego węgla odbywa się według sortymentów. Zgodnie z normą [16] produkowane są sortymenty: grube (kostka i orzech), średnie (groszek), miały, muły oraz inne. Popularnym produktem stały się również tzw. kwalifikowane paliwa węglowe cechujące się powtarzalnymi parametrami jakościowymi.

W tabeli 1 zaprezentowano ofertę handlową głównych producentów węgla energetycznego: Kompanii Węglowej SA (KW), Katowickiego Holdingu Węglowego SA (KHW) oraz LW Bogdanka SA (LWB) obowiązującą w II kw. 2012 r. Dla poszczególnych sortymentów oraz paliw węglowych ujęto w niej podstawowe parametry jakościowe: wartość opałową (Q<sub>i</sub><sup>r</sup>), zawartość popiołu (A<sup>r</sup>), siarki (S<sup>r</sup>) oraz wilgoci (W<sup>r</sup>).

**Tabela 1.** Podstawowe parametry jakościowe krajowego węgla kamiennego, II kwartał 2012

**Table 1.** Main quality parameters of domestic hard coal, 2<sup>nd</sup> Q 2012

Sortyment	Spółka węglowa	Q <sub>i</sub> <sup>r</sup>	A <sup>r</sup>	S <sup>r</sup>	W <sup>r</sup>
		[MJ/kg]	[%]	[%]	[%]
Kostka	KW	24–29	4–10	0,41–0,61	2,7–10
	KHW	24–31	1,5–6	0,3–0,6	4–15
Orzech	KW	24–30	2–10	0,3–1,1	2–12
	KHW	24–31	1,5–12	0,3–0,9	4–15
	LWB	27	7	12	b.d.
Groszek	KW	24–30	3–11	0,3–10	3–14
	KHW	23–31,5	1,5–12	0,3–0,9	4–16
	LWB	27	8	12	b.d.
Miały	KW	16–29	3,5–37	0,21–1,4	4–23
	KHW	18–30	3–29	0,35–1,0	7–18
	LWB	20–22	18	12	b.d.
Muły	KW	10–18	13–40	4,1–1,2	15–36,4
paliwa węglowe („EKO...”)	KW	min. 24	7–10	0,6–1,0	b.d.
	KHW	min. 25	4–12	max. 0,6	max. 10

*Źródło: opracowanie własne na podst. danych [17, 18 19]*

Dużi odbiorcy (np. elektrownie, elektrociepłownie, etc.) kupują węgiel bezpośrednio u producenta na podstawie umów kontraktowych. Natomiast klienci indywidualni zaopatrują się poprzez sieć autoryzowanych sprzedawców krajowych producentów węgla. Autoryzowani sprzedawcy realizują prawie całość sprzedaży (95%) sortymentów grubych, 65% sprzedaży sortymentów średnich, a dystrybucja miałów stanowi tylko około 5%.

Piece i kotły w gospodarstwach domowych przystosowane są do spalania różnych sortymentów. Tym samym jakość węgla oraz sprawność urządzeń grzewczych będzie bezpośrednio wpływać na ilość wytwarzanych odpadów stałych.

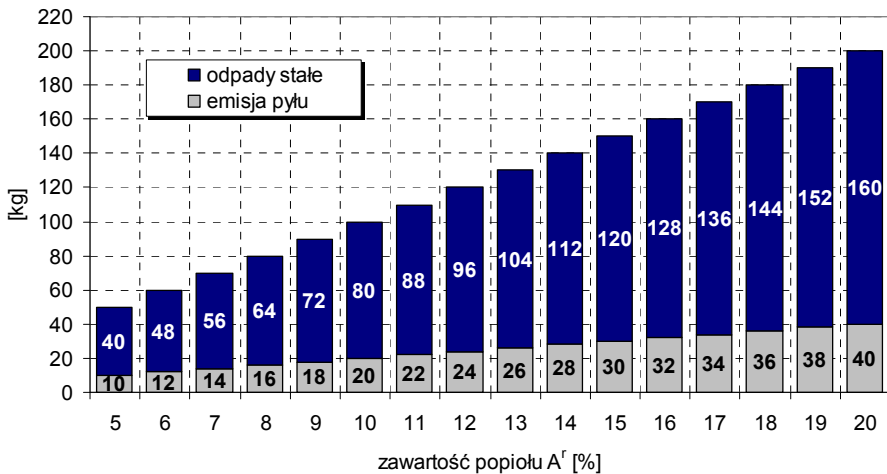
#### **4. Oszacowanie odpadów stałych pochodzących ze spalania węgla w sektorze komunalno-mieszkaniowym**

W celu oszacowania ilości odpadów stałych powstających w wyniku spalania węgla w sektorze komunalno-mieszkaniowym, w pierwszym kroku skalkulowano wielkość emisji pyłu. Może być ona oceniana wieloma metodami np. stosując modele matematyczne rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń powietrza [8] czy też wzory empiryczne (np. [5], [1], [14]). Do analizy przestrzennej stężeń zanieczyszczeń powietrza pyłami PM<sub>2.5</sub> i PM<sub>10</sub> wykorzystywane są również techniki geoinformacyjne GIS [7].

Według wzorów empirycznych na wielkość emisji pyłów – oprócz ilości spalonego węgla – wpływa głównie zawartość popiołu ( $A^T$ ), unos pyłu oraz sprawność urządzeń odpylających. W przeprowadzonych obliczeniach nie uwzględniono skuteczności urządzeń odpylających, gdyż piece w gospodarstwach domowych ich nie posiadają. Ze względu na rodzaj paleniska (z rusztem stałym) przyjęto unos za [5] na poziomie 20%. Natomiast z uwagi na fakt, że zawartość popiołu w węglu spalonym w sektorze komunalno-mieszkaniowym mieści się w szerokich granicach, w obliczeniach wzięto pod uwagę przykładowe zawartości popiołu z zakresu 5–20%  $A^T$ . Z bilansu popiołu w węglu obliczono emisję pyłu, jaka powstanie ze spalania 1 tony tego paliwa o różnych zawartościach popiołu (rys. 2).

Różnica pomiędzy zawartością  $A^T$  w 1 tonie węgla a obliczoną emisją, pozwala w przybliżeniu oszacować ilość powstałych odpadów

stałych. Na przykład w wyniku spalania 1 tony węgla o 5% zawartości  $A^r$ , powstanie 10 kg pyłów oraz 40 kg odpadów stałych. Oczywiście obliczona w ten sposób ilość odpadów stałych jest wielkością bilansową w stosunku do zawartości popiołu w węglu. Nie uwzględnia ona tzw. kontrakcji chemicznej popiołu (spadku masy substancji mineralnej podczas spalania z uwagi na przejście pewnej jej części w stan gazowy (od 0 do 10%)). Natomiast proces spalania węgla jest zjawiskiem dużo bardziej złożonym, zaś ilość odpadów stałych będzie zawierała również niedopalone stałe substancje palne.



**Rys. 2.** Oszacowanie ilości pyłów oraz odpadów stałych powstałych ze spalania 1 tony węgla

**Fig. 2.** Assessment of the amount of dust and solid waste contents arising from 1 tone of hard coal

*Źródło: obliczenia własne*

W kolejnym kroku oszacowano przybliżoną ilość odpadów stałych powstałych ze spalania rzeczywistej ilości węgla kamiennego zużytego w sektorze komunalno-mieszkaniowym. Ze względu na brak szczegółowych danych o jakości węgla spalanego w tym w sektorze, dla celów szacunkowych założono zawartość popiołu na poziomie 10% (zbliżonym do średniej dla sortymentów grubych i średnich – porównaj tab. 1). Dane dotyczące zużycia węgla w latach 2004–2010 zaczerpnięto ze statystyk [13]. Wyniki zaprezentowano w tabeli 2.

Przy założonym poziomie zawartości popiołu, w roku 2010 ze spalania 12,8 mln ton węgla kamiennego mogło powstać ponad milion ton odpadów stałych, z czego z gospodarstw indywidualnych – około 790 tys. ton.

**Tabela 2.** Oszacowanie odpadów stałych powstałych ze spalania węgla w sektorze komunalno-mieszkaniowym,  $A^r = 10\%$

**Table 2.** Assessment of the amount of solid waste coming from hard coal combustion in the Municipal and Housing sector,  $A^r = 10\%$

Rok	Sektor komunalno-mieszkaniowy		w tym: Gospodarstwa domowe	
	zużycie węgla <sup>a)</sup>	oszacowane odpady <sup>b)</sup>	zużycie węgla <sup>a)</sup>	oszacowane odpady <sup>b)</sup>
	[mln Mg]	[tys. Mg]	[mln Mg]	[tys. Mg]
2004	9,3	740	7,2	580
2005	10,3	820	8,0	640
2006	11,6	930	9,0	720
2007	11,0	880	8,6	690
2008	11,6	930	9,0	720
2009	11,6	930	9,0	720
2010	12,8	1 020	9,9	790

Źródło: a) dane [13], b) obliczenia własne

Wyników tych obliczeń nie da się bezpośrednio odnieść do statystycznych odpadów wytworzonych w gospodarstwach domowych. Te odpady klasyfikowane są w kategorii odpadów komunalnych. Morfologia odpadów komunalnych prezentowana w [15] nie wyszczególnia odpadów powstałych ze spalania paliw stałych. Najprawdopodobniej mogą one być ujmowane w pozycjach: odpady mineralne, frakcja <10 mm lub inne kategorie. Stąd trudności w odniesieniu obliczonych danych szacunkowych do rzeczywistych statystyk.

## 5. Podsumowanie i wnioski

Oszacowanie ilości odpadów stałych powstających ze spalania paliw stałych – w tym węgla kamiennego – jest zagadnieniem istotnym z punktu widzenia zagospodarowania odpadów komunalnych.

Wytworzone w gospodarstwach domowych odpady stałe pochodzące ze spalania węgla, trafiają nie tylko na składowiska. Częściowo są

wykorzystywane do mikroniwelacji terenu, zimą służą do zwiększenia przyczepności na przydomowych ścieżkach i drogach. Niestety część z nich trafia na dzikie wysypiska w miejscach niedozwolonych.

W roku 2010 w kraju zebrano ponad 10 mln ton odpadów komunalnych, z których 73% (tj. 7,4 mln ton) zdeponowano na składowiskach [10]. W dobie selektywnej zbiórki odpadów, nawet te obliczone z dużym przybliżeniem ilości odpadów stałych, mogą być pomocnym narzędziem w planowaniu i organizowaniu ich zbiórki przez samorządy lokalne.

## Literatura

1. **Lorenz U.**,: *Metoda oceny wartości węgla kamiennego energetycznego uwzględniająca skutki jego spalania dla środowiska przyrodniczego*. Studia, Rozprawy, Monografie nr 64. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków, 84 s. 1999.
2. **Lorenz U.**,: *Skutki spalania węgla kamiennego dla środowiska przyrodniczego i możliwości ich ograniczania*. Wyd. Instytutu GSMiE PAN, Kraków. Mat. Szkoły Eksploatacji Podziemnej. Sympozja i Konferencje, 97–112 (2005).
3. **Lorenz U.**,: *„Gospodarka węglem kamiennym energetycznym”*. Wyd. Instytutu GSMiE PAN, Kraków. s. 96, 2010.
4. **Lorenz U.**,: *Ewolucja podejść do cen węgla energetycznego w Polsce w latach 1989–2010*. Wyd. SiTG, Katowice. Przegląd górniczy nr 7–8, 314–321 (2011).
5. **Radović U.**,: *Zanieczyszczenie atmosfery. Źródła oraz metodyka szacowania wielkości emisji zanieczyszczeń*. Wyd. Centrum Informatyki Energetyki, Warszawa, s. 162. 1997.
6. **Stala-Szlugaj K.**,: *Ceny węgla energetycznego w ofercie pośredników handlowych*. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków, Polityka Energetyczna (półrocznik) t. 13 z. 2, 411–421 (2010).
7. **Sówka I., Łągiewka A., Zwoździak A., Skrętowicz M., Nych A., Zwoździak J.**,: *Zastosowanie GIS do analizy przestrzennej stężeń pyłu PM<sub>2.5</sub> oraz PM<sub>10</sub> na terenie województwa dolnośląskiego*”. Rocznik Ochrona Środowiska, t. 13., cz.2, 1667–1678 (2011).
8. **Tumidajski T., Foszcz D., Niedoba T.**,: *Modele stochastyczne zanieczyszczeń powietrza w aglomeracjach przemysłowych*. Rocznik Ochrona Środowiska, t. 11., cz.1, 543–553 (2009).
9. *Energetyka ciepła w liczbach – 2010*. Wyd. URE, Warszawa, 106 s. sierpień 2011.
10. *Infrastruktura komunalna w 2010 r.* Wyd. GUS, Warszawa, 25 s. 2011.

11. Ochrona Środowiska. Wyd. GUS, Warszawa, wydania z lat 2005–2011.
12. Rocznik statystyczny. Wyd. GUS, Warszawa, wydania z lat 1989–2011.
13. Zużycie paliw i nośników energii. Wyd. GUS, Warszawa, 15 s., wydania z lat 2005–2011.
14. Ministerstwo Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa. „Wskaźniki emisji substancji zanieczyszczających wprowadzanych do powietrza z procesów energetycznego spalania paliw”. Materiały informacyjno-instruktażowe, seria 1/96, Warszawa, kwiecień 1996.
15. Uchwała Nr 217 Rady Ministrów z dnia 24 grudnia 2010 r. w sprawie „Krajowego planu gospodarki odpadami 2014”. Monitor Polski nr 101 poz. 1183.
16. PN–G–97001:1982: Węgiel kamienny. Sortymenty.
17. Kompania Węglowa SA ([www.kwsa.pl](http://www.kwsa.pl)).
18. Katowicki Holding Węglowy SA ([www.khw.pl](http://www.khw.pl)).
19. Lubelski Węgiel Bogdanka SA ([www.lw.com.pl](http://www.lw.com.pl)).

## **Solid Waste from Hard Coal Combustion in the Municipal and Housing Sector**

### **Abstract**

Hard coal is one of main fuel used in heat and warm water production in the municipal and housing sector. Combustion of hard coal causes dust emission and generates solid wastes. Dust is emitted to atmosphere partially by chimney (“low emission”) and rest gets to municipal waste (e.g. as dust and slag).

Author has made an attempt to assess and analyse the municipal and housing sector with respect to quantities of solid waste coming from hard coal combustion. For this purpose, quantity of dust emission was first calculated. According to the empirical formulas, quantities of generated solid waste depends mainly on Ash contents ( $A^f$ ), dust carryover and efficiency of exhauster facilities. Furnaces in households have no exhauster facilities, which is why efficiency of exhauster facilities was not taken into account. Dust carryover factor assumed was at 20%.

In the municipal and housing sector burned hard coal are of different contents of Ash ( $A^f$ ). In the first step, from ash balance was calculated dust emission from combustion of 1 tonne of hard coal with Ash content between 5–20%. Difference between Ash content in 1 tonne of hard coal and calculated dust emission, allow to estimate quantity of generated solid waste. For example:

combustion of 1 tonne of hard coal with 5% Ash content generate 10 kg dust and 40 kg solid waste.

Next, there were estimated, approximated quantities of solid waste generated by combustion of real amount of hard coal. No data available about quality of hard coal burned in the municipal and housing sector. For these reason contents of Ash was assumption at 10% level. This is average contents of Ash in coarse and middle size grades. According to this assumption, for example in 2004 burned 9,3 mio. tonne of hard coal could made 740 thousand tonne of solid waste, from which in households could generate 580 thousand tonne of solid waste. Whereas in 2010 from burned 12,8 mio. tonne of hard coal could made over 1 million tonne of solid waste, and 790 thousand tonne of solid waste in households.

Currently municipal wastes are collected separately. From these reason, even such estimated quantities of solid waste, can be helpful to planning of waste management in local self-governments.



# **Eksploatacja złóż węglowodorów zlokalizowanych w obszarach chronionych**

*Barbara Uliasz-Misiak, Bogumiła Winid  
AGH Akademia Górniczo-Hutnicza*

## **1. Wstęp**

Zasoby węglowodorów są nieodnawialne, a ich złoża są nierównomiernie rozmieszczone w przestrzeni, co powoduje ograniczenia w ich gospodarczym wykorzystaniu. Utrudnienia mogą dotyczyć udokumentowanych już złóż, ale problem ten odnosi się przede wszystkim do obszarów perspektywicznych występowania tych kopalin. Ograniczenia w prowadzeniu prac poszukiwawczych i eksploatacji złóż węglowodorów wynikają ze sposobu zagospodarowania (zabudowy lub obecności trwałej infrastruktury), a także własności terenu oraz dostępności komunikacyjnej. Ponieważ eksploatacja złóż węglowodorów może powodować zmiany we wszystkich komponentach środowiska, dlatego ograniczenia związane są przede wszystkim z ochroną wód i środowiska przyrodniczego oraz walorów krajobrazowych.

Bezpieczeństwo energetyczne Polski wymaga poszukiwań nowych złóż ropy naftowej i gazu ziemnego. Złoża te częściowo lub w całości znajdują się w obrębie obszarów chronionych, co może wiązać się z utrudnieniami lub niemal całkowitym uniemożliwieniem ich eksploatacji.

## **2. Złoża węglowodorów w obszarach chronionych**

W Polsce złoża węglowodorów eksploatowane są od około 150 lat; w tym okresie odkryto kilkaset złóż gazu ziemnego i ropy naftowej, w których prowadzono i prowadzi się wydobywanie. Na obszarze Polski w 2010 roku były udokumentowane 82 złoża ropy naftowej i kondensatu oraz 280 złóż gazu ziemnego [1] (tab. 1).



**Tabela 1.** Złóża węglowodorów w poszczególnych regionach geologicznych Polski (na podstawie [1])**Table 1.** Hydrocarbon deposits in different geological regions of Poland (based on [1])

Jednostka geologiczna	Ilość złóż		Zasoby wydobywalne [%]	
	gazu ziemnego	ropy naftowej	gazu ziemnego	ropy naftowej
Karpaty	35 w tym: 2 niezagospodarowane 3 zaniechano eksploatacji	29	1,0	2,0
Zapadlisko przedkarpackie	97 w tym: 23 niezagospodarowane 5 zaniechano eksploatacji	11 w tym: 3 niezagospodarowane 2 zaniechano eksploatacji	25,5	3,0
Niż Polski	144 w tym: 43 niezagospodarowane 12 zaniechano eksploatacji	40 w tym: 5 niezagospodarowane 6 zaniechano eksploatacji	69,5	74,5
szelf bałtycki	4	2	4,0	20,5

Okolo 32% powierzchni Polski objęta jest ochroną obszarową, spośród 360 udokumentowanych złóż węglowodorów, 28 złóż zlokalizowanych jest w obrębie parków narodowych i krajobrazowych [17]. Na terenach objętych siecią Natura 2000 znalazło się 49 udokumentowanych złóż gazu ziemnego i metanu z pokładów węgla, oraz 25 udokumentowanych złóż ropy naftowej [9].

Analizy materiałów archiwalnych oraz wyniki nowych badań geologicznych i geofizycznych wskazują, że istnieje możliwość odkrycia w Polsce nowych złóż ropy naftowej i gazu ziemnego (konwencjonalnych i niekonwencjonalnych) [4, 5]. Najbardziej perspektywicznymi obszarami występowania złóż gazu ziemnego łupkowego jest Lubelszczyzna, Mazowsze, Wielkopolska oraz Pomorze, złóż gazu ziemnego zamkniętego północno-wschodnie obrzeżenie monokliny przedsudeckiej [1, 10, 11].

Rejony występowania ropy naftowej i gazu ziemnego w Polsce oraz obszary perspektywiczne objęte są licznymi koncesjami, do września 2011 wydano 101 koncesji na poszukiwanie i rozpoznawanie złóż

ropy naftowej i gazu ziemnego łącznie konwencjonalnego i niekonwencjonalnego ([www.mos.gov.pl](http://www.mos.gov.pl)).

Na obszarach parków narodowych, krajobrazowych lub sieci Natura 2000 mogą znajdować się jeszcze nie odkryte złoża węglowodorów (rys. 1). Potencjalnie złoża te mogą być udokumentowane na obszarach obejmujących 2 parki narodowe i 33 parki krajobrazowe [17]. Będzie to skutkowało ograniczeniami w pracach poszukiwawczych, rozpoznaniu i eksploatacji. Dla przykładu w przypadku 51 koncesji rozpoznawczo-poszukiwawczych wydanych w latach 2007–2010, wprowadzono obowiązek przestrzegania przez wykonawcę zakazu prowadzenia jakichkolwiek prac geologicznych i górniczych, prac sejsmicznych i wiertniczych na obszarach sieci Natura 2000 [6].

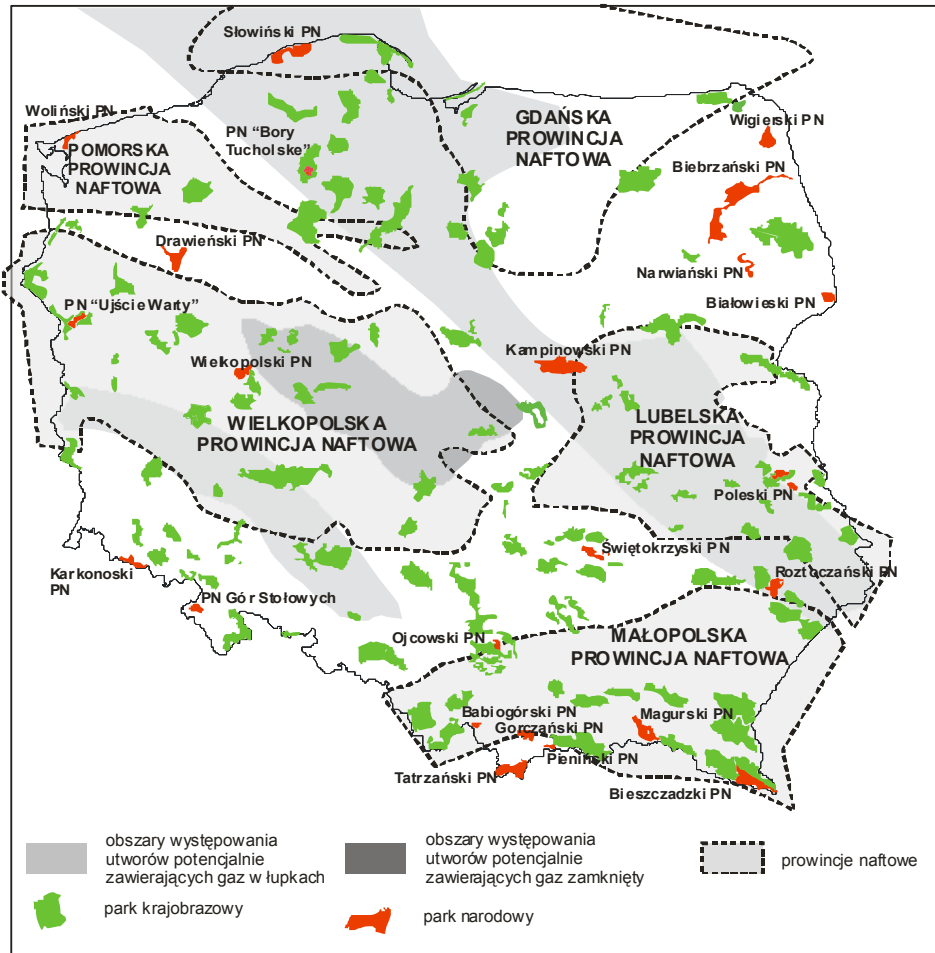
### **3. Oddziaływanie eksploatacji złóż węglowodorów na środowisko**

Eksploracja złóż węglowodorów wiąże się z licznymi pracami, wykonywanymi w odwiertach lub na terenach kopalń. Należą do nich: procesy oczyszczania i dystrybucji ropy naftowej i gazu ziemnego, zabiegi intensyfikacji wydobywania węglowodorów, wtórne i trzecie metody eksploatacji, rekonstrukcja odwiertów eksploatacyjnych. Po zakończeniu eksploatacji złoża dokonuje się likwidacji części odwiertów lub całej kopalni ropy naftowej lub gazu ziemnego [2].

Wymienione procesy mogą powodować przekształcenia geomechaniczne górotworu, zmiany ilościowe i jakościowe, w wodach powierzchniowych i podziemnych, glebach i gruntach, w środowisku przyrody ożywionej. Wydobywanie węglowodorów oddziałuje również na atmosferę (emisja zanieczyszczeń i hałasu). Każde z tych przekształceń może powstawać bezpośrednio w wyniku działalności górniczej, ale także jako efekt zmian w innych składnikach środowiska.

Eksploracja złóż węglowodorów skutkuje niekiedy zanieczyszczeniem wód podziemnych i powierzchniowych, zmianami składu chemicznego oraz wahaniami poziomu zwierciadła wód. Zdarza się, że zanieczyszczenia przedostają się do wód w wyniku stosowania zabiegów intensyfikacji wydobywania węglowodorów, a także składowania odpadów i magazynowania materiałów technologicznych. Eksploatacja węglowodorów może również doprowadzić do powstania kontaktu hydraulicznego pomiędzy różnymi poziomami wodonośnymi, co może skutkować

przeobrażeniem chemizmu w wyniku mieszania się wód. Zmiany w chemizmie i dynamice wód podziemnych wpływają na wody powierzchniowe, stosunki wodne w gruntach i glebach, a pośrednio na szatę roślinną i zwierzęta. Zmiany w położeniu zwierciadła wód podziemnych najpłytszego poziomu wodonośnego wywołują podtopienia lub osuszenie obszarów.



**Rys. 1.** Lokalizacja parków narodowych i krajobrazowych na tle obszarów występowania złóż węglodorów (na podst. [5] i [www.mos.gov.pl](http://www.mos.gov.pl))

**Fig. 1.** Location of national and landscape parks against the areas of hydrocarbon deposits occurrence (after [5] and [www.mos.gov.pl](http://www.mos.gov.pl))

Przekształcenia gleb, opad zanieczyszczeń z powietrza, zmiany morfologii terenu i środowiska gruntowo-wodnego spowodowane oddziaływaniem eksploatacji węglowodorów mogą wpływać na roślinność, pogorszając warunki jej rozwoju lub całkowicie uniemożliwiając jej wegetację.

#### **4. Procedury wymagane przy eksploatacji węglowodorów w obszarach chronionych**

Formy ochrony przyrody określone w Ustawie o Ochronie Przyrody [UOP] to między innymi: parki narodowe, rezerваты przyrody, parki krajobrazowe, obszary chronionego krajobrazu, obszary Natura 2000. Zajmują one różne powierzchnie i charakteryzują się zróżnicowanym zespołem środków chroniących przyrodę. Na tych terenach mogą występować ograniczenia w eksploatacji złóż węglowodorów zależne od typu obszaru.

Najbardziej restrykcyjne ograniczenia związane z prowadzeniem działalności gospodarczej występują w parkach narodowych i rezerwach, w ich obrębie obowiązują obligatoryjne zakazy ujęte w katalogu zamkniętym. Na wymienionych obszarach nie jest możliwa eksploatacja złóż.

W parkach krajobrazowych obowiązują mniej restrykcyjne przepisy dotyczące prowadzenia działalności gospodarczej. Dozwolone jest gospodarcze wykorzystanie gruntów rolnych, leśnych oraz nieruchomości. Zabrania się realizacji przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko z wyjątkiem przedsięwzięć, dla których sporządzenie raportu o oddziaływaniu na środowisko nie jest obowiązkowe, a przeprowadzona procedura oceny oddziaływania na środowisko wykazała brak niekorzystnego wpływu na przyrodę parku krajobrazowego [19].

Oprócz zakazów wymienionych w UOP [19] w parkach narodowych i krajobrazowych mogą obowiązywać dodatkowe ograniczenia i zakazy ujęte w planach ochrony. W obszarach chronionego krajobrazu, podobnie jak w parkach krajobrazowych, zakazy mają charakter fakultatywny, zakres ograniczeń jest podobny jak w parkach krajobrazowych.

Na terenach sieci Natura 2000 nie wprowadza się zakazów, system ochrony jest elastyczny. W obrębie ostoi sieci Natura 2000 zabrania się lokalizacji inwestycji uciążliwych dla środowiska. W przypadku eksploatacji złóż kopalin położnych w całości lub częściowo, a nawet na styku obszarów Natura 2000 nie przewiduje się zamykania, ani ograni-

czeń w otwieraniu nowych zakładów wydobywczych. Obowiązujące przepisy obligują do wykonania oceny potencjalnego wpływu eksploatacji kopalni na siedliska lub miejsca lęgowe ptaków [8].

Spośród złóż węglowodorów, które są obecnie eksploatowane na obszarach chronionych, w większości z nich, wydobywanie rozpoczęto przed utworzeniem obszaru chronionego (parku narodowego lub krajo-brazowego). W takich przypadkach działalność ta jest uwzględniona w planach zagospodarowania przestrzennego i/lub w planach ochrony. Wydobywanie węglowodorów na terenach ochrony obszarowej musi być prowadzone przy minimalizowaniu negatywnych skutków dla środowiska. Podjęcie tej działalności będzie wymagało uzyskania odpowiednich zgód i decyzji (koncesji, oceny oddziaływania na środowisko) oraz uwzględnienia tej działalności w planie zagospodarowania przestrzennego i planie ochrony.

Poszukiwanie, rozpoznawanie i wydobywanie złóż wymaga uzyskania koncesji, udzielanej przez Ministra Środowiska [7]. W ramach postępowania zmierzającego do wydania koncesji na eksploatację złóż węglowodorów może zostać nałożony obowiązek przeprowadzenia oceny oddziaływania na środowisko, która jest częścią postępowania w sprawie wydania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach. Wykonana w jej ramach ocena oddziaływania na środowisko powinna być sporządzana dla planowanych przedsięwzięć mogących zawsze lub potencjalnie znacząco oddziaływać na środowisko [18]. Do tego rodzaju przedsięwzięć zalicza się poszukiwanie i rozpoznawanie złóż kopalni metodą otworów wiertniczych o głębokości większej niż 1000 m (większość złóż węglowodorów zalega na głębokościach poniżej 1000 m). Wydobywanie ze złoża ropy naftowej w ilości powyżej 500 t/d lub gazu ziemnego powyżej 500 000 m<sup>3</sup> na dobę zaliczane jest do przedsięwzięć mogących zawsze znacząco oddziaływać na środowisko [15]. Jeżeli złoża węglowodorów, dla którego występuje się o wydanie koncesji, spełnia przynajmniej jedno z wymienionych kryteriów do wniosku o udzielenie koncesji na poszukiwanie i/lub rozpoznawanie należy dołączyć decyzję o środowiskowych uwarunkowaniach.

W przypadku, kiedy poszukiwanie lub rozpoznanie złoża kopalni będzie prowadzone w granicach obszarów Natura 2000 lub ich sąsiedztwie, może zajść konieczność przeprowadzenia oceny dla tego obszaru (nie wiąże się to jednak z koniecznością uzyskania dodatkowej decyzji).

Można przyjąć, że przy uzyskaniu koncesji na poszukiwanie i/lub eksploatację złóż węglowodorów każdorazowo konieczne będzie uzyskanie decyzji środowiskowej, ponieważ są to zawsze przedsięwzięcia wpływające na środowisko (potencjalnie lub znacząco). W myśl nowego prawa geologicznego o uzyskanie tej decyzji powinien ubiegać się starający się o koncesję (przedsiębiorca lub organ koncesyjny).

Działalność związana z eksploatacją złóż węglowodorów powinna być również uwzględniona w studiach uwarunkowań i kierunków rozwoju, planach zagospodarowania przestrzennego i planach ochrony parków narodowych i krajobrazowych [3, 7, 13, 16].

W studiach uwarunkowań, kierunkach oraz planach zagospodarowania przestrzennego (PZP) powinno być zapewnione utrzymanie równowagi przyrodniczej oraz racjonalna gospodarka zasobami środowiska. W planach PZP należy uwzględnić zarówno obszary chronione, złoża kopalin, jak i potrzeby ich eksploatacji [12]. Dokumenty planistyczne wymagają uzgodnień w zakresie ustaleń ujętych w tych planach, które mogą mieć negatywny wpływ na ochronę przyrody [20]. Jeżeli działalność przewidziana w koncesji sprzeciwia się interesowi publicznemu w tym między innymi ochronie środowiska lub uniemożliwia wykorzystanie nieruchomości zgodnie z planami zagospodarowania lub studiami i kierunkami zagospodarowania przestrzennego organ koncesyjny odmawia udzielenia koncesji [7].

Sporządzenie planu zagospodarowania przestrzennego dla terenu górniczego jest fakultatywne, można go wykonać, jeżeli w wyniku działalności przewidzianej koncesją przewiduje się negatywne skutki dla środowiska. Plany oprócz wymagań określonych odrębnymi przepisami, powinny spełniać wymagania przewidziane prawem geologicznym i górniczym. Zapewniać integrację działań podejmowanych w granicach terenu górniczego w celu realizacji przedsięwzięć określonych w koncesji oraz ochrony środowiska [7].

Plany ochrony są podstawowymi dokumentami tworzonymi dla parku narodowego, rezerwatu i parku krajobrazowego. Wskazują one zadania, dla których obszar chroniony jest ustanowiony, a także sposoby realizacji działań ochronnych. Identyfikują istniejące i potencjalne zagrożenia wewnętrzne i zewnętrzne oraz określają sposoby ich eliminacji lub ograniczania. W parkach krajobrazowych eksploatacja złóż jest możliwa po uwzględnieniu jej w planach ochrony parku. W planach tych podane

mogą być wymagania dotyczące między innymi zasięgu i skali wydobycia, czasu trwania, stosowanych metod eksploatacji [14]. W planach ochrony niektórych parków krajobrazowych są zapisy umożliwiające eksploatację kopalin jedynie w oparciu o istniejące koncesje.

## 5. Podsumowanie

Bezpieczeństwo energetyczne Polski wymaga eksploatacji krajowych złóż węglowodorów oraz podejmowania prac poszukiwawczych. Prawdopodobne jest również podjęcie wydobycia ze zlikwidowanych złóż ropy naftowej i gazu ziemnego, których niewyekspluatowane zasoby mogą być atrakcyjne w aspekcie kryzysu gospodarczego, jak również rozwoju trzecich metod eksploatacji. Złóża eksploatowane, jak i te perspektywiczne, będą często znajdowały się w obszarach konfliktowych np. na terenach obszarowych form ochrony przyrody lub w ich pobliżu.

Decyzja o środowiskowych uwarunkowaniach, której uzyskanie warunkuje otrzymanie koncesji na poszukiwanie i/lub eksploatację węglowodorów, umożliwi podjęcie eksploatacji, lub w niektórych przypadkach uniemożliwi te działania. Rzetelność przeprowadzenia ocen oddziaływania eksploatacji węglowodorów na środowisko jest istotnym czynnikiem zapewniającym bezpieczeństwo stanu środowiska.

Fakultatywność sporządzania planów zagospodarowania przestrzennego przyjęta w znowelizowanym prawie geologicznym i górniczym jest czynnikiem ułatwiającym otrzymanie koncesji również w obszarach chronionych. Utrudnieniami natomiast w przypadku złóż zlokalizowanych w obszarach chronionych mogą być ustalenia zapisane w planach ochrony parków narodowych i krajobrazowych.

*Pracę wykonano w ramach badań statutowych AGH nr 11.11.190.555*

## Literatura

1. Bilans zasobów kopalin i wód podziemnych w Polsce wg stanu na 31 XII 2010 r.: Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy Instytut Badawczy, 2011. [dostęp: 20 stycznia 2012]. Dostępny w Internecie: [http://http://surowce-mineralne.pgi.gov.pl/Do\\_pobrania.htm](http://http://surowce-mineralne.pgi.gov.pl/Do_pobrania.htm).
2. **Dubiel S., Matyasik A., Ziaja J.:** *Systematyka wpływów górnictwa ropy naftowej i gazu ziemnego na środowisko naturalne*. Wiertnictwo Nafta Gaz, tom 27, zeszyt 3, 571–582 (2010).

3. **Gawroński K.:** *Miejscowe planowanie przestrzenne jako narzędzie ochrony i kształtowania środowiska*. Rocznik Ochrona Środowiska, tom 4, 479–495 (2002).
4. **Górecki W.:** *Perspektywy odkrycia nowych złóż węglowodorów w Polsce*. Wiadomości Naftowe i Gazownicze, sierpień 2008.
5. **Karnkowski P. H.:** *Petroleum Provinces in Poland*. Przegląd Geologiczny, vol. 55, nr 12/1, 1031–1067 (2007).
6. **Koziel A.:** *Aktualny stan koncesji i użytkowań dla rozpoznania i udokumentowania zasobów niekonwencjonalnych złóż gazu ziemnego w Polsce (tzw. gaz z łupków – „shale gas” i „tight gas”)*. Polityka Energetyczna, Tom 13, Zeszyt 2, 265–280 (2010).
7. NPGiG, *Ustawa z dnia 9 czerwca 2011 r. Prawo geologiczne i górnicze*, Dz.U. nr 163 poz. 981.
8. **Pietrzyk-Sokulska E.:** *Ostoje sieci Natura 2000 jako element środowiskowych uwarunkowań eksploatacji kopalni*. Górnictwo Odkrywkowe, R. 50, nr 2–3, 16–26 (2009).
9. **Pietrzyk-Sokulska E., Henclik A.:** *Złoże kopalni w obrębie sieci Natura 2000*. Przegląd Geologiczny, vol. 57, nr 10, 883–889 (2009).
10. **Poprawa P.:** *Potencjał występowania złóż gazu ziemnego w łupkach dolnego paleozoiku w basenie bałtyckim i lubelsko-podlaskim*. Przegląd Geologiczny, vol. 58, nr 3, 226–249 (2010).
11. **Poprawa P., Kiersnowski H.:** *Perspektywy poszukiwań złóż gazu ziemnego w skałach ilastych (shale gas) oraz gazu ziemnego zamkniętego (tight gas) w Polsce*. Biul. Państw. Inst. Geol., nr 429, 145–152 (2008).
12. POŚ, *Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska*, Dz.U. 2001 Nr 62 poz. 627 z późniejszymi zmianami.
13. **Radecki W.:** *Ochrona prawna parków narodowych przed zagrożeniami zewnętrznymi (na kilku przykładach z Ojcowskiego Parku Narodowego)*. Prace i Materiały Muzeum im. Prof. Władysława Szafera, 17, 21–32 (2007).
14. **Radwanek-Bąk B.:** *Dostępność terenów złożowych jako podstawowy warunek racjonalnej gospodarki zasobami złóż kopalni*. 2009 [dostęp: 15 stycznia 2012]. Dostępny w Internecie: <http://geoportel.pgi.gov.pl/portal/page/portal/geosam/publikacje/zloza>.
15. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 9 listopada 2010 r. w sprawie przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko, Dz. U. 2010 Nr 213, poz. 1397.
16. **Stachowski P.:** *Miejscowe planowanie i zagospodarowanie przestrzenne na przykładzie terenu w otulinie Parku Krajobrazowego „Puszcza Zielonka”*. Rocznik Ochrona Środowiska, tom 10, 575–592 (2008).



17. **Uliasz-Misiak B., Winid B.:** *Możliwości eksploatacji złóż węglowodorów w obszarach chronionych.* Wiadomości Naftowe i Gazownicze, nr 3, 2012.
18. UOC, *Ustawa z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko*, Dz. U. z 2008 r. Nr 199, poz. 1227 z późn. zmianami.
19. UOP, *Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody*, Dz.U. 2004 Nr 92 poz. z późniejszymi zmianami.

## **Exploitation of Hydrocarbons and Protected Areas in Poland**

### **Abstract**

Hydrocarbon resources are non-renewable and unevenly distributed. Their exploitation is accompanied by various restrictions, associated primarily with the protection of waters, natural environment and landscape values. Polish oil and natural gas deposits are located in the west, north-west and south-east part of the country. Since about 32% of the country belongs to protected areas, more and more deposits (both exploited and prospective) will be located in protected areas or in their close proximity.

Exploitation of hydrocarbons in protected areas is regulated by the provisions of the laws on environmental protection, planning and spatial development, as well as environmental and geological law. The most restrictive limitations associated with business activities apply to national parks and nature reserves (including mandatory prohibitions included in exhaustive list). Within the parks and protected landscape areas bans are optional. Ecological network of protected areas in the territory of the European Union, Natura 2000, is flexible and does not implement bans, though its purpose is to preserve the subject matter in proper condition. Of the 360 documented hydrocarbon deposits, 28 are located within national and landscape parks. In areas covered by the Natura 2000 network there were 49 documented natural gas and methane deposits (methane from coal seams), as well as 25 proven oil deposits (as of 2006).

Potential areas of hydrocarbon deposits cover a large part of the country, while some of newly discovered deposits might be located within protected areas. In addition to conventional hydrocarbon deposits there are chances for occurrence of shale gas and tight gas. The potential oil and gas reserves can be located in areas covering two national and 33 landscape parks.

Exploration and/or exploitation of hydrocarbon deposits is likely to significantly affect (always or potentially) the environment and therefore – before

obtaining a concession – it is required to obtain environmental decision. An environmental impact assessment is the part of the environmental decision-making procedures.

Preparation of spatial development plans for the mining areas is optional. These plans should enable the implementation of projects specified in the concession and the protection of the environment; they cannot provide solutions preventing the execution of the activities determined by the concession.

Protection plans applicable in national and landscape parks, which may lead to limitations in their exploitation, are legally binding for local spatial development plans, when they are developed for the sites located within protected areas.



## **Wstępne wyniki testu aparatury do ciągłego pomiaru stężenia CO<sub>2</sub> w powietrzu glebowym na stanowisku w Szczawnicy**

*Radosław Tarkowski, Wiesław Sroczyński,  
Katarzyna Luboń, Magdalena Wdowin  
Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi  
i Energią PAN, Kraków*

### **1. Wstęp**

Bezpośrednie pomiary stężenia dwutlenku węgla w gruncie i/lub w wodzie gruntowej należą do podstawowych metod monitoringu geologicznego składowania dwutlenku węgla. Ważne jest przy tym nie tyle samo stwierdzenie obecności CO<sub>2</sub> i pomiar jego stężenia, co zidentyfikowanie anomalii mogących wskazywać na ewentualne nieszczelności kompleksu składowania. Może temu służyć aparatura do ciągłego pomiaru stężenia CO<sub>2</sub> w powietrzu glebowym jaką zaprojektowano w Instytucie Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN.

Prezentowane badania, wykonane w latach 2009–2010 na stanowisku badawczym w Szczawnicy, miały na celu: (1) przetestowanie prototypowego urządzenia pod kątem bezawaryjnej pracy w trudnych warunkach terenowych; (2) rozpoznanie zmienności zawartości dwutlenku węgla w powietrzu glebowym w miejscu potencjalnego występowania ekshalacji endogenicznego CO<sub>2</sub>.

Działanie omawianej aparatury oparte jest na absorpcji promieniowania podczerwonego przez dwutlenek węgla. Została ona zainstalowana na obszarze złoża ropy naftowej Jastrząbka Stara, gdzie testowano ją przez trzy miesiące [14]. Następnie została przeniesiona na teren zakładu górniczego Przedsiębiorstwa Uzdrawisko Szczawnica, gdzie po okresie próbnym, od listopada 2009 roku w sposób ciągły mierzy poziom

stężenia CO<sub>2</sub> w powietrzu glebowym. Pozwoliło to otrzymać wyniki pomiarów stężenia CO<sub>2</sub> z pełnego rocznego cyklu pogodowego. Ich próba interpretacji była nakierowana na odpowiedź na następujące pytania: (1) jakie czynniki i w jakim stopniu decydują o zmienności przestrzenno-czasowej (krótko- i długoterminowej) stężenia dwutlenku węgla w powietrzu glebowym oraz (2) czy w poszczególnych punktach pomiarowych stacji pomiarowej w Szczawnicy został zarejestrowany dwutlenek węgla pochodzenia endogenicznego.

## **2. Przegląd dotychczasowych badań**

Stężenie CO<sub>2</sub> w powietrzu glebowym jest zmienne i uwarunkowane różnymi czynnikami – egzo- i endogenicznymi. Osiąga ono wartość dziesiątych części, a niekiedy nawet kilka procent [4]. Mają na to wpływ czynniki zewnętrzne: wilgotność, temperatura, nawożenie organiczne i mineralne, roślinność, rodzaj gleby (skład mineralny) i inne. Wpływ naturalnego CO<sub>2</sub> z wnętrza ziemi jest niewielki poza obszarami naturalnych wycieków tego gazu. Istniejąca literatura w tym zakresie wskazuje na zależność aktywności respiracyjnej gleb od warunków atmosferycznych (temperatury i wilgotności) [5]. Potwierdzają to również wyniki symulacji komputerowych [8].

W Polsce badania stężenia i przepływu CO<sub>2</sub> w powietrzu glebowym były prowadzone w obszarach występowania szczaw. Prowadzono je w celu oceny racjonalnej gospodarki wodami mineralnymi, jak i określenia ewentualnego zagrożenia dla ludzi spowodowanego wyciekami tego gazu. Były one prowadzone na obszarach naturalnych wycieków CO<sub>2</sub> (Sudety – rejon Kotliny Kłodzkiej, Karpaty – rejon Krynicy) [4, 17]. Wyniki badań stężenia CO<sub>2</sub> w powietrzu glebowym dla obszaru likwidowanych kopalń węgla kamiennego w Wałbrzyskim Zagłębiu Węglowym przedstawili Dzieńiewicz i in. [6, 7], Kotarba i in. [9], a dla potencjalnych miejsc zatłaczania dwutlenku węgla Tarkowski i in. [16].

W IGSMiE PAN realizowane są badania dotyczące monitoringu składowania dwutlenku węgla [12, 15]. Badania takie prowadzono w miejscach naturalnych wycieków CO<sub>2</sub> oraz na obszarach potencjalnych podziemnych składowisk dwutlenku węgla, w celu ustalenia "tła" stężenia CO<sub>2</sub> (monitoring stanu początkowego) w powietrzu glebowym [13, 14]. Podkreślić należy, że bezpośrednie pomiary stężenia CO<sub>2</sub> w wodzie lub

gruncie stanowią istotną część monitoringu geologicznego składowania dwutlenku węgla [1–3]. Pozwalają one na bieżąco kontrolować stężenie CO<sub>2</sub> w przypowierzchniowych warstwach ziemi, w glebie i bezpośrednio poniżej, w pobliżu otworu zatłaczającego, czy zlikwidowanych otworów [11]. Większość stosowanych technik pomiaru stężenia CO<sub>2</sub> oparta jest na absorpcji promieniowania podczerwonego przez dwutlenek węgla [10].

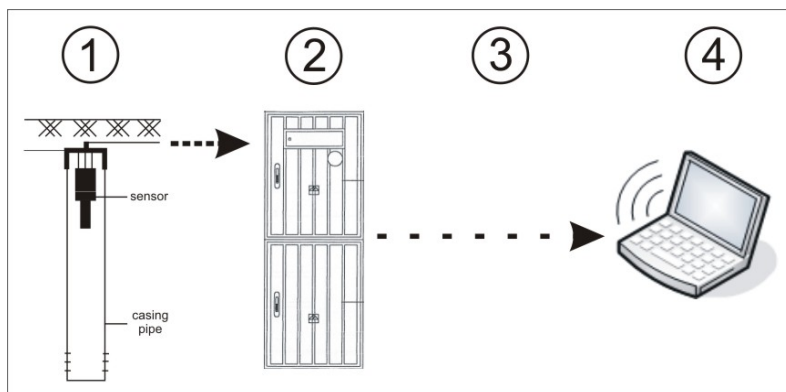
### **3. Aparatura oraz metodyka pomiarów**

Aparatura do ciągłego pomiaru i rejestracji stężenia CO<sub>2</sub> w powietrzu glebowym zainstalowana na terenie Uzdrowiska Szczawnica składa się z trzech podstawowych elementów: układu pomiarowego umieszczonego płytko pod powierzchnią ziemi, rejestratora wyników pomiarów stężenia CO<sub>2</sub> (na terenie badań) oraz oprogramowania komputerowego mieszczącego się w centrum pomiarowym w IGSMiE PAN w Krakowie (rys. 1) [więcej: 14]. Rejestrator wyników posiada teletryczne łącze umożliwiające bezpośrednią transmisję danych z rejestratora do komputera znajdującego się w odległym centrum pomiarowym (IGSMiE PAN w Krakowie). Pomiar stężenia CO<sub>2</sub> dokonywany jest w sposób ciągły, natomiast rejestracja odbywa się z zaprogramowaną częstotliwością co 2 minuty.

Układ mierzący stężenie CO<sub>2</sub> składa się z czterech sond pomiarowych (PP1, PP2, PP3, PP4). Zostały one rozmieszczone w odległości kilkunastu-kilkudziesięciu metrów jedna od drugiej, wokół studni „Jan” eksploatującej szczawę na terenie górniczym Przedsiębiorstwo Uzdrowisko Szczawnica (PUS) w Szczawnicy.

Stacja pomiarowa CO<sub>2</sub> położona jest na wysokości ok. 514 m n.p.m., w dnie lokalnej dolinki o południowej ekspozycji (rys. 2). Obszar ma cechy klimatu gór niskich i pogórzy, z dużym udziałem cech własnych. Wiedza o głębokiej budowie geologicznej tego terenu jest skąpa. Jest to obszar zbudowany z utworów fliszu karpackiego pociętego intruzjami andezytu o charakterze dajek. W płytkim podłożu – do ok. 1–2 m p.p.t. zalegają grunty nasypowe, przemieszczone, pochodzenia miejscowego. Aluwia, tam gdzie występują, są złożone ze słabo obtoczonych i źle wysortowanych okruchów piaskowca (tutaj także andezytu), tkwiących w materiale gliniastym. Z wierzchu może zalegać cienka warstwa mad gliniastych. Zdrój "Jan" odkryty w 1869 r. ma wodę typu szczawa

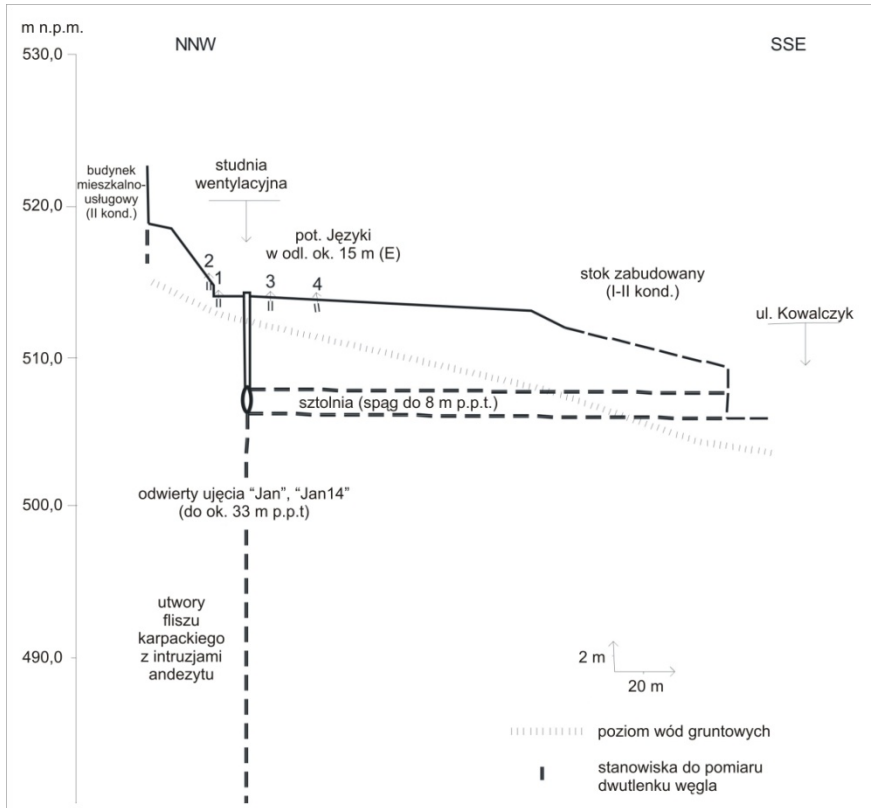
wodorowęglanowo-sodowo-chlorkowa, ze znaczną ilością żelaza. W latach 70-tych XX w. wykonana została tutaj sztolnia o długości około 200 m. w celu ujęcia wody mineralnej, a przy jej końcu znajduje się studnia wentylacyjna. Warunki hydrogeologiczne są złożone i zaburzone na skutek działalności człowieka. Podłoże gruntowe jest ogólnie słabo przepuszczalne, ze strefami naruszonymi przez roboty górnicze. Spływ wód podziemnych odbywa się od strony stoków do potoku i dalej wzdłuż biegu doliny.



**Rys. 1.** Schemat aparatury badawczej do ciągłego pomiaru stężenia CO<sub>2</sub> w powietrzu glebowym, 1 – sonda pomiarowa zabudowana pod powierzchnią ziemi, 2 – skrzynka pomiarowa z wbudowanym rejestratorem pomiarów oraz modemem do przesyłu danych, 3 – łącze telemetryczne GPRS, 4 – komputer z modemem do którego na bieżąco przesyłane są wyniki pomiarów.

**Fig. 1.** Scheme of the testing equipment for continuous measurement of CO<sub>2</sub> content in the soil air, 1 – sensor beneath the surface, 2 – measurement box with built-in measurement recorder and a modem for data transferring, 3 – GPRS transfer link, 4 – computer with a modem to register the measurement results.

Występowanie endogenicznego dwutlenku węgla jest tutaj ściśle związane z wystąpieniami szczaw. CO<sub>2</sub> pochodzi niewątpliwie z głębi ziemi, natomiast geneza wód mineralnych jest złożona. Na podstawie przesłanek geologicznych trudno jednoznacznie rozstrzygnąć, czy endogeniczny CO<sub>2</sub> może docierać do powierzchni i w jakiej ilości. Ujęcie jest otworowe, a sztolnia ma murowaną szczelną obudowę.



**Rys. 2.** Przekrój poprzeczny przez dolinę potoku Języki w Szczawnicy, w rejonie ujęcia wody mineralnej "Jan" (przewyższenie 5x)

**Fig. 2.** Cross section of the Języki Stream valley in Szczawnica near the "Jan" mineral water intake (vertical exaggeration x5).

#### 4. Warunki klimatyczne i pogodowe

W okresie wykonywania pomiarów dokonywane były przez PUS w Szczawnicy pomiary meteorologiczne: ciśnienie, temperatura, opad oraz informacje o zaleganiu pokrywy śnieżnej. Od 31 maja 2010 bezpośrednio na stacji pomiarowej zamontowano dodatkowe własne czujniki rejestrujące: ciśnienie atmosferyczne, wilgotność powietrza, temperaturę oraz stężenie CO<sub>2</sub> w powietrzu atmosferycznym.

Rok hydrologiczny 2010 (od 1 listopada 2009 r. do 31 października 2010 r.), którego dotyczą omawiane badania, odznaczał się średnią tempe-

raturą roczną 7,7°C zbliżoną do przeciętnej w ostatnich latach, przy zdecydowanie większych opadach – 1314 mm (zwykle 800–900 mm/rok). Odnotowano aż 163 dni z opadem, a najdłuższe przerwy między opadami trwały do 11 dni (w sezonie wegetacyjnym – do 9 dni). Największe ich nasilenie wystąpiło w maju (dobowy opad 115,7 mm w dn. 16 maja 2010 r.) i na początku czerwca. Miały wówczas miejsce dwa epizody powodziowe. Pomimo fal upałów, jakie wystąpiły w drugim tygodniu czerwca, w lipcu i sierpniu nie odnotowano suszy. Warto nadmienić, że jesień 2009 r. była nietypowa, przerywana w połowie października atakiem chłódów, z obfitym opadem śniegu.

Warunki pogodowe mają decydujący wpływ na zawartość w powietrzu gruntowym organogenicznego dwutlenku węgla. Biorąc pod uwagę temperatury dobowe, rok hydrologiczny 2010 (od 1 listopada 2009 r. do 31 października 2010 r.) można podzielić na następujące pory klimatyczne (termiczne):

- przedzimie – od 1 listopada do 12 grudnia 2009 r.,
- zima – od 13 grudnia 2009 r. do 2 marca 2010 r.,
- przedwiosnie – od 3 marca do 30 marca 2010 r.,
- wiosna – od 31 marca do 31 maja 2010 r.,
- lato – od 1 czerwca do 30 sierpnia 2010 r.,
- jesień – od 31 sierpnia do – 31 października 2010 r..

## **5. Wyniki ciągłego pomiaru stężenia CO<sub>2</sub>**

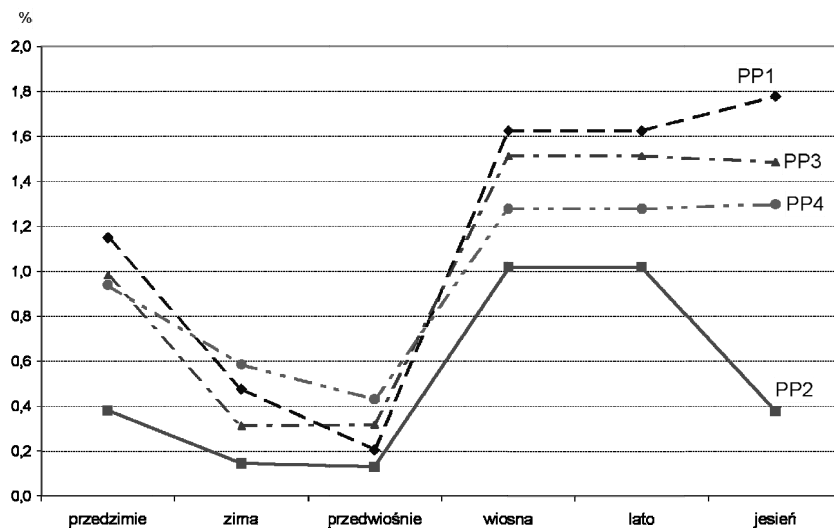
Dane z pomiarów stężenia CO<sub>2</sub> w powietrzu glebowym na terenie górniczym PUS w Szczawnicy obejmują okres od 1 listopada 2009 do 31 października 2010 – cały rok hydrologiczny. Rejestracja pomiarów prowadzona była z częstotliwością co 2 minuty w przeciągu całego okresu badań (z wyłączeniem przerw z powodu awarii instalacji na skutek okresowych braków dopływu energii elektrycznej: 10.01.2010, 24.02.2010–01.03.2010, 07.03.2010–18.03.2010, 11.09.2010–22.09.2010 oraz na skutek awarii rejestratora wyników pomiarów stężenia CO<sub>2</sub>: 30.03.2010–13.05.2010). Wyniki były zapisywane z dokładnością trzech miejsc po przecinku. Ze względu na dużą ilość danych, zgeneralizowano je do średnich godzinnych i dobowych. Uśrednione wielkości wskaźników dobowych podano w tabeli poniżej (tab. 1).



**Tabela 1.** Uśrednione wyniki pomiarów stężenia CO<sub>2</sub> w punktach pomiarowych (PP1–PP4) za okres od 1 listopada 2009 do 31 października 2010**Table 1.** Averaged results of measurements of CO<sub>2</sub> concentrations at the measuring points (PP1–PP4) for the period from 1 November 2009 to 31 October 2010

Punkt pomiarowy klimatyczna pora roku	Liczba dni pomiarowych	Stężenie CO <sub>2</sub> w powietrzu glebowym [%]				
		średnie	wartość min.	wartość maks.	odch. stand.	wsp. zm.
p u n k t   p o m i a r o w y   P P 1						
przedzime	42	1,150	0,513	1,264	0,156	0,14
zima	77	0,476	0,245	1,171	0,264	0,55
przedwiośnie	16	0,206	0,000	0,272	0,081	0,39
wiosna	18	0,750	0,656	0,863	0,073	0,10
lato	92	1,625	0,820	2,291	0,432	0,27
jesień	49	1,779	1,283	2,123	0,238	0,13
rok	294	1,151	0,000	2,291	0,636	0,55
p u n k t   p o m i a r o w y   P P 2						
przedzime	42	0,380	0,123	0,881	0,181	0,48
zima	77	0,146	0,038	0,351	0,084	0,58
przedwiośnie	16	0,130	0,000	0,261	0,058	0,45
wiosna	18	0,473	0,275	0,671	0,131	0,28
lato	92	1,017	0,560	1,573	0,249	0,25
jesień	49	0,377	0,094	0,870	0,164	0,44
rok	294	0,509	0,000	1,573	0,400	0,79
p u n k t   p o m i a r o w y   P P 3						
przedzime	42	0,982	0,642	1,311	0,171	0,17
zima	77	0,312	0,000	0,501	0,112	0,36
przedwiośnie	16	0,317	0,000	0,486	0,145	0,46
wiosna	18	1,178	0,297	1,530	0,295	0,25
lato	92	1,513	0,501	2,534	0,355	0,23
jesień	49	1,485	0,826	2,463	0,470	0,32
rok	294	1,032	0,000	2,534	0,601	0,58
p u n k t   p o m i a r o w y   P P 4						
przedzime	42	0,939	0,028	1,167	0,207	0,22
zima	77	0,585	0,379	0,822	0,097	0,17
przedwiośnie	16	0,429	0,040	0,649	0,178	0,42
wiosna	18	0,940	0,535	1,258	0,244	0,26
lato	92	1,278	0,779	1,698	0,241	0,19
jesień	49	1,298	0,853	1,844	0,253	0,19
rok	294	0,984	0,028	1,844	0,381	0,39

Stężenia chwilowe CO<sub>2</sub> w powietrzu glebowym na terenie górniczym PUS w Szczawnicy (uśredniane co 2 min.) wahały się w granicach od zera do blisko 2,6%. Taki przedział odnotowano w punkcie PP3, który charakteryzował się największymi zmianami stężenia CO<sub>2</sub> w powietrzu glebowym. W kolejnych punktach pomiarowych także występowały wahania stężenia CO<sub>2</sub>, lecz na mniejszą skalę: PP1 – 0,067–2,291%, PP2 – 0,038–1,573%, PP4 – 0,028–1,844%. W rocznym cyklu pomiarowym dla wszystkich punktów pomiarowych można zauważyć cykliczność wzrostu oraz spadku wartości stężenia CO<sub>2</sub> w powietrzu glebowym (Rys. 3). Począwszy od klimatycznego przedzimia obserwuje się spadek stężenia CO<sub>2</sub> poprzez zimę do przedwiośnia, kiedy występują najmniejsze stężenia tego gazu (maksymalnie w PP1 – nieco ponad 0,5%). Poczynając od wiosny stężenie CO<sub>2</sub> w powietrzu glebowym wzrasta aż do końca lata, kiedy osiąga maksymalne wielkości we wszystkich punktach pomiarowych (np. 15 lipca 2010: PP1 = 1,643%; PP2 = 1,134%; PP3 = 1,230%; PP4 = 1,466%) czyli średnio 1,370%. Stężenie pod koniec lata jest więc prawie trzykrotnie większe aniżeli w zimie. Następnie poprzez jesień i przedzimie do zimy stężenie znów opada, zmierzając do kolejnego minimum.



**Rys. 3.** Średnie stężenie CO<sub>2</sub> w powietrzu glebowym w kolejnych porach roku (hydrologicznego) w każdym z punktów pomiarowych

**Fig. 3.** The average CO<sub>2</sub> concentration in the soil air by seasons of the hydrological year in each of the measuring points

Zaobserwowano cykliczność dobową spadku i wzrostu stężenia CO<sub>2</sub> w powietrzu glebowym w niektórych dniach i punktach pomiarowych. Jest to najlepiej widoczne latem i jesienią oraz w okresie przedzima. W porze zimowo-przedwiosennej wahania takie zanikają. Wyjątkiem jest punkt PP4, gdzie były zauważalne w całym cyklu rocznym (lecz z wyraźnym nasileniem latem i jesienią) [por. 14].

Punkt PP1 charakteryzuje się najmniejszymi wahaniami stężenia CO<sub>2</sub> w powietrzu glebowym w skali dobowej. Jedynie w lecie, a zwłaszcza w drugiej jego połowie, w ciągu kilku dni odnotowano niewielkie dobowe wahania tego stężenia (np. 22 lipca 2010 r. największe stężenie CO<sub>2</sub> w tym punkcie wynosiło 1,751% około godziny 9:00 a najmniejsze 1,696% około godziny 14:00, a więc różnica 0,055%). W pozostałym czasie wahania te były mniej zauważalne. W punkcie PP2 całe przedwiośnie i wiosną stężenie CO<sub>2</sub> w powietrzu glebowym nie wykazywało wahań dobowych. W pozostałych porach roku wahania te były zauważalne, zwykle rano stężenie CO<sub>2</sub> było większe a po południu mniejsze (np. 22 lipca 2010 roku 1,383% około godziny 8:00 – 1,161% około godziny 18:00) jednak w drugiej połowie jesieni sytuacja była odmienna (np. 18 październik 2010 roku, najmniejsze 0,445% około godziny 23:00 – największe 0,486% około godziny 6:00). W punkcie PP3 wahań dobowych nie odnotowano podobnie jak w poprzednich punktach w okresie zimy i przedwiośnia a także wiosną. Wahania takie zaznaczają się dopiero latem a najbardziej jesienią (np. 11 październik 2010 roku, najmniejsze 1,187% około godziny 13:00 – 14:00, największe 1,313% o północy). Natomiast punkt PP4 w odróżnieniu od pozostałych charakteryzuje się największymi dobowymi wahaniami stężenia CO<sub>2</sub> w powietrzu glebowym w ciągu całego roku. Wahania te dostrzegalne są o każdej porze roku i ciężko określić, w których porach dnia stężenie jest największe a w których najmniejsze (np. 15 lipiec 2010 r., najmniejsze 1,166% około godziny 6:00 i największe 1,839% około godziny 17:00 oraz 20 sierpnia 2010 r., najmniejsze 1,044% około godziny 14:00 i największe 1,365% około godziny 23:00).

## 6. Dyskusja

W omawianym okresie badawczym na stanowiskach pomiarowych w Szczawnicy odnotowano:

- sezonową zmienność stężenia CO<sub>2</sub> (w profilu całorocznym),
- nieregularną zmienność w okresach kilkudniowych, którą można powiązać z epizodami pogodowymi takimi jak deszcze, upały itp.,
- zmienność w cyklu dobowym (tylko na niektórych stanowiskach),
- nieliczne skokowe fluktuacje (zwykle spadki), spowodowane zapewne problemami w pracy rejestratora – niewytlumaczalne i traktowane jako pomiary odstające.

**Zmienność sezonowa** zawartości dwutlenku węgla w powietrzu glebowym (płytkim powietrzu gruntowym) jest zjawiskiem zrozumiałym i naturalnym dla stref klimatu umiarkowanego. W "ciepłych" porach roku stężenia CO<sub>2</sub> są zdecydowanie wyższe aniżeli w chłodnych, nawet kilkakrotnie. Ta zmienność dotyczy organogenicznego CO<sub>2</sub> i jest szeroko opisywana w literaturze [5, 8]. W omawianym tu przypadku duże i szybkie spadki stężeń na wszystkich stanowiskach odnotowano w porze zimowej dopiero pod koniec grudnia, zaś wiosenny wzrost – w połowie maja. Opóźnienie reakcji było zapewne spowodowane tym, że ziemia nagrzewa się i stygnie powoli. Na głębokość zafiltrowania rzędu 0,8÷1,2 m p.p.t. mróz dociera tylko wyjątkowo (głębokość przemarzania w rejonie Szczawnicy wynosi ok. 1÷1,2 m p.p.t.). Jakiś wpływ na wyniki pomiarów może mieć także "bezwładność" układu pomiarowego (omówiona w dalszej części tekstu, poświęconej zmienności między poszczególnymi stanowiskami). Nie zauważono wzrostu stężenia dwutlenku węgla podczas mrozów i przy zalegającej pokrywie śniegowej (co mogłoby świadczyć o napływie endogenicznego CO<sub>2</sub>).

**Zmienność w okresach kilkudniowych** daje się zauważyć w porach cieplejszych, od późnej wiosny do przedzimia, najczęściej w powiązaniu z opadami. Typowa sekwencja to wzrost stężeń CO<sub>2</sub> następujący w kilka dni po opadzie [por. 14]. Jednak zdarzało się, że ten sam opad powodował wzrost zawartości CO<sub>2</sub> na jednym stanowisku, a na drugim – jego spadek. Mechanizm takich cykli wydaje się dość oczywisty, choć trudny do ujęcia w kategoriach ilościowych. Mikroorganizmy produkujące dwutlenek węgla dobrze rozwijają się tylko w pewnym określonym przedziale wilgotności i temperatury. Czynniki wspomagające osiągnięcie

tego optimum będą powodowały wzrost stężenia CO<sub>2</sub>, a wytrącające układ z optymalnego stanu – spadek. Przykładowo, deficyt wilgoci w gruncie może być podobnie niekorzystny dla organizmów żywych jak jej nadmiar.

**Zmienność dobową** występuje prawie wyłącznie w okresach "ciepłych", kiedy ziemia jest nagrzana (lato, jesień) i tylko na niektórych stanowiskach. Najwyraźniej można to było zaobserwować na stanowisku PP4, gdzie wahania dobowe, dość wyraźne, obejmowały cały sezon późnowiosenny i letni – od 21 maja do końca sierpnia 2010 r., a później jeszcze okres od 19 października do końca tego miesiąca. Względne dobowe wahania stężeń zawierały się wówczas w przedziale od kilku procent do ok. 15%. Na stanowisku PP2 zmienność dobową, mniej wyraźną, odnotowano w dniach 10÷24 lipca, a później dopiero w październiku. Na stanowisku PP3 wahania dobowe, stosunkowo nieznaczne, były zauważalne tylko jesienią, natomiast w przypadku stanowiska PP1 żadnych istotnych zmian w cyklu dobowym nie odnotowano. Występowanie zmian dobowych nie jest wyraźnie skorelowane z zarejestrowanymi wskaźnikami pogodowymi. Niepotwierdzoną, lecz przekonującą tezę może być powiązanie wahań stężeń CO<sub>2</sub> w cyklu dobowym z nasłonecznieniem. Co oczywiste, największe wahania powinny występować w dniach słonecznych, w miejscach niezacienionych (PP4). Taką lokalizację należałoby uznać za nieodpowiednią do monitorowania zmian endogenicznych stężeń CO<sub>2</sub>.

**Zmienność między poszczególnymi stanowiskami** przejawia się nie tyle w ogólnym przebiegu cyklu, co w dynamice krótkookresowych zmian stężeń CO<sub>2</sub>. Przykłady skrajne to stanowiska PP1 i PP4. W tym pierwszym przypadku reakcje na bodźce zewnętrzne są powolne, liczone raczej w tygodniach niż w dniach. Krótkoterminowa zmienność nie występuje. Świadczy to o słabej wymianie gazowej między komorą pomiarową a środowiskiem zewnętrznym. Stanowisko znajduje się w miejscu osłoniętym, w cieniu, co dodatkowo ogranicza bodźce zewnętrzne. Z kolei na stanowisku PP4 dynamika zmian stężeń CO<sub>2</sub> jest nieporównanie większa (co nie jest równoznaczne z występowaniem najwyższych stężeń), a przez znaczną część roku zauważalne są cykle dobowe. Stanowisko to jest położone w terenie otwartym, oddalonym od drzew, w miejscu eksponowanym na bezpośrednie promienie słońca. W stosunku do wyżej opisanych, stanowiska PP2 i PP3 wykazują cechy pośrednie.

Zarejestrowane w poszczególnych punktach pomiaru stężeń CO<sub>2</sub> odznaczają się charakterystyczną "bezładnością" w czasie – sąsiadujące pomiary są zwykle do siebie podobne. Można to tłumaczyć tym, że w określonym przedziale czasu tylko część powietrza zamkniętego w kolumnie pomiarowej podlega wymianie z powietrzem gruntowym. Motoryka wymiany gazowej jest złożona. Obok dyfuzji obejmuje swoiste "przepompowywanie" powietrza na skutek przemian izochorycznych w odpowiedzi na zmiany termiki i ciśnienia atmosferycznego. Dużą rolę może odgrywać przepuszczalność gruntów wokół rury pomiarowej, a szczególnie wokół filtra, w tym szczeliny, kanały zwierząt itp. Nie można także wykluczyć, że jakaś część biogenicznego CO<sub>2</sub> jest generowana przez mikroorganizmy bytujące wewnątrz komory pomiarowej. Zjawiska te są trudne do ujęcia w kategoriach ilościowych.

Wyniki pomiarów obejmują sumaryczne stężenia dwutlenku węgla – organogenicznego, a być może także CO<sub>2</sub> wydostającego się z głębi ziemi. W przeciwieństwie do organogenicznego, ewentualny strumień endogenicznego dwutlenku węgla powinien być mało zróżnicowany w cyklu rocznym. Co prawda, w omawianym tu przypadku jakiś wpływ może mieć eksploatacja wód mineralnych, ale według posiadanej wiedzy w okresie badawczym nie było działań mogących zaburzyć funkcjonowanie ujęć. Akceptując powyższe założenia, wypada przyjąć, że udział endogenicznego CO<sub>2</sub> nie powinien odbiegać od najniższych odnotowanych wielkości (pomijając pomiary odstające).

W przypadku pomiarów prowadzonych w 2010 r. w Szczawnicy na stanowiskach PP1, PP2 i PP3 zostały odnotowane średniodobowe wielkości zerowe. Takie wielkości powinny być zasadniczo traktowane jako błędne, bo stężenie CO<sub>2</sub> w powietrzu atmosferycznym utrzymuje się na stałym poziomie ok. 0,03%, a w głębi ziemi raczej nie dochodzi do "konsumpcji" CO<sub>2</sub>. Na stanowisku PP4 najniższa pomierzona wielkość wynosiła 0,03%. Takie spadki stężeń CO<sub>2</sub> w okresie zimowym wskazują, że do wierzchniej warstwy gruntu na omawianym terenie nie dociera endogeniczny dwutlenek węgla związany z występowaniem szczaw, a jeżeli tak, to w śladowych ilościach (efekt <0,5% CO<sub>2</sub>).

## 7. Wnioski

Działalność aparatury do ciągłego pomiaru stężenia dwutlenku węgla w powietrzu glebowym dla celów monitoringu tego gazu została sprawdzona w cyklu całorocznym. Takie pomiary są stosunkowo tanie i łatwe do wykonania.

Dla stosowalności metody kluczowe znaczenie ma stworzenie wzorca uwzględniającego wpływ warunków położenia i zmienności pogodowej. Podstawą dla takiego wzorca powinny być klimatyczne pory roku. Pojedynczy cykl roczny jest niewystarczający do miarodajnego ustalenia wzorca tła stężenia dwutlenku węgla w powietrzu glebowym.

Z uwagi na naturalną sezonową zmienność stężenia CO<sub>2</sub> w gruncie, wynikającą z procesów życiowych, badania zmierzające do zidentyfikowania anomalii wynikających z nieszczelności kompleksu składowania muszą być prowadzone w sposób ciągły. Z dotychczasowych doświadczeń wynika, że wpływ krótkotrwałych zmian warunków pogodowych jest mało znaczący. Pomiary na stacji pomiarowej w Szczawnicy są nadal prowadzone i przewiduje się ich kontynuowanie w kolejnych latach.

## Literatura

1. **Benson S.M., Apps J., Hepple R., Lippmann M., Tsang C.F., Lewis C.:** *Health, Safety, and Environmental Risk Assessment for Geologic Storage of Carbon Dioxide: Lessons Learned from Industrial and Natural Analogues*. 6 International GHG Control Technology Kyoto, Japan, 1-4 October, Conference proceedings, 2002.
2. **Benson S.M., Hepple R., Apps J., Tsang C.F., Lippmann M.:** *Lessons Learned from Natural and Industrial Analogues for Storage of Carbon Dioxide in Deep Geologic Formations*. Lawrence Berkeley National Laboratory Report LBNL-51170, 2002.
3. **Benson S.M., Myer L.:** *Monitoring to ensure safe and effective geologic sequestration of carbon dioxide*. In: IPCC workshop on carbon dioxide capture and storage, Regina, Canada, 18-21 November 2002, ECN, 137–151 (2002).
4. **Ciężkowski W. (red.):** *Występowanie, dokumentowanie i eksploatacja endogenicznego dwutlenku węgla w Polsce*. Poradnik Metodyczny, Wrocław. 2002.
5. **Dobrzański B., Zawadzki S. (red.):** *Gleboznawstwo*. Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa. 1995.

6. **Dzieniewicz M., Sechman H., Kotarba M.J., Korus A.:** *Surface geochemical surveying of methane and carbon dioxide in the selected areas of the Wałbrzych Coal District.* In: Gas hazard in the near-surface zone of the Wałbrzych Coal District caused by coal mine closure: geological and geochemical controls. Ed. M. J. Kotarba. Society of Research on Environmental Changes GEOSFERA – SRECh "GEOSPHERE", Kraków, 95–106 (2002).
7. **Dzieniewicz M., Sechman H., Kotarba M. J., Korus A.:** *Periodical changes of methane and carbon dioxide contents in the near-surface zone along the selected four geological cross-sections of the Wałbrzych Coal District.* In: Gas hazard in the near-surface zone of the Wałbrzych Coal District caused by coal mine closure: geological and geochemical controls. Ed. M. J. Kotarba. Society of Research on Environmental Changes GEOSFERA – SRECh "GEOSPHERE", Kraków, 107–135 (2002).
8. **Hashimoto S., Komatsu H.:** *Relationships between soil CO<sub>2</sub> concentration and CO<sub>2</sub> production, temperature, water content, and gas diffusivity: implications for field studies through sensitivity analyses.* J. For. Res., 11, 41–50 (2006).
9. **Kotarba M.J., Dzieniewicz M., Sechman H., Kominowski K., Gogolewska A., Grzybek J.:** *Mechanism of coalbed gas flux and prediction of gas hazards in the near-surface zone of the Wałbrzych coal sub-basin.* In: Gas hazard in the near-surface zone of the Wałbrzych Coal District caused by coal mine closure: geological and geochemical controls. Ed. M. J. Kotarba. Society of Research on Environmental Changes GEOSFERA — SRECh "GEOSPHERE", Kraków, 189–212 (2002).
10. **Pearce J., Chadwick A., Bentham M., Holloway S., Kirby G.:** *Technology status review – Monitoring Technologies for the Geological Storage of CO<sub>2</sub>.* Report No. COAL. 2005.
11. **Strutt M.H., Beaubien S.E., Baubron J.C., Brach M., Cardellini C., Granieri R., Jones D.G., Lombardi S., Penner L., Quattrocchi F., Voltattorni N.:** *Soil Gas as a Monitoring Tool of Deep Geological Sequestration of Carbon Dioxide: Preliminary Results from the Encana. EOR Project in Weyburn, Saskatchewan (Canada).* In: Greenhouse Gas Control Technologies, Volume L., Ed. J. Gale, Y. Kaya. Oxford: Elsevier Science Limited, 391–396 (2002).
12. **Tarkowski R.:** *Geologiczna sekwestracja CO<sub>2</sub>.* Studia, Rozprawy i Monografie nr 132, Kraków. 2005.
13. **Tarkowski R., Królik W., Uliasz-Misiak B., Wdowin M.:** *CO<sub>2</sub> contents in soil air for needs of carbon dioxide storage monitoring.* Slovak Geological Magazine, 15–18 (2008).



14. **Tarkowski R., Luboń K., Wdowin M.:** *Aparatura oraz wstępne wyniki pomiarów stężenia CO<sub>2</sub> w powietrzu podglebowym dla potrzeb monitoringu wycieków.* Przegląd Górniczy 2, 50–59 (2012).
15. **Tarkowski R., Uliasz-Misiak B., Szarawska E.:** *Monitoring podziemnego składowania CO<sub>2</sub>.* Gospodarka Surowcami Mineralnymi 21 (2), 35–48 (2005).
16. **Tarkowski R., Uliasz-Misiak B., Wdowin M., Batkiewicz K.:** *Badania stężenia CO<sub>2</sub> w powietrzu podglebowym w rejonie Tarnowa pod kątem monitoringu składowania dwutlenku węgla.* Rocznik Ochrona Środowiska, Tom 12, 847–860 (2010).
17. **Żak S., Przylibski T.A., Ciężkowski W.:** *Określenie zawartości dwutlenku węgla w powietrzu glebowym w Sudetach w rejonach występowania szczaw.* Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław. 2008.

## **Results of Preliminary Test of Equipment for Continuous Measurement of CO<sub>2</sub> Concentration in Soil Air in Szczawnica Area, Poland**

### **Abstract**

This paper presents the results of CO<sub>2</sub> concentration in the soil air in attempt to determine the influence of exogenous and endogenous factors on the recorded measurement. The tests were conducted in the area of Szczawnica Spa (S Poland) using an equipment for continuous CO<sub>2</sub> measurement, constructed at the Mineral and Energy Economy Research Institute Polish Academy of Science. The device measured and logged the results from 4 points for a 12-month period. The measurements were aimed to answer the following questions: what factors and to what extent determine the spatial and temporal (short- and long-term) variability in the concentration of carbon dioxide in the soil air, and whether the individual measuring points of the Szczawnica measuring station registered any signs of carbon dioxide of endogenous origin. The obtained results allowed the interpretation of seasonal variability of CO<sub>2</sub> (in a year-round profile), irregular variations in periods lasting several days, diurnal cycle variability, and others. The results clearly show the dependence of CO<sub>2</sub> concentration on both the season and the weather conditions (especially temperature and precipitation).



## Wpływ zmian technologicznych w kolektorze „Olza” na skład chemiczny wód rzeki Odry i jej dopływów

*Justyna Swolkiń, Krzysztof Filek  
AGH Akademia Górniczo-Hutnicza*

### 1. Wstęp

Na terenie południowo-zachodniej części Górnośląskiego Zagłębia Węglowego (GZW) zlokalizowane są kopalnie węgla kamiennego należące do Jastrzębskiej Spółki S.A. i Kompanii Węglowej S.A. Prowadząc eksploatację złóż węgla kamiennego odprowadzają zasolone wody kopalniane do znajdującej się w pobliżu rzeki Odry, a także Leśnicy, Olzy i Szotkówki. Prowadzi to do zaburzenia przepływu i wpływa niekorzystnie na naturalne środowisko wodne. Zagadnienia opisujące zanieczyszczenie wód powierzchniowych obszaru Górnośląskiego Zagłębia Węglowego można odnaleźć w literaturze [8, 10].

W latach sześćdziesiątych opracowana została koncepcja kolektora „Olza”, z którego w warunkach wyższych i wysokich stanów, wody odprowadzane miały być w sposób kontrolowany do rzeki Odry. W związku z tym, że budowa nie została ukończona, w okresie od 1986 roku do końca 2003, wody kopalniane wprowadzane były bezpośrednio do rzeki Leśnica w miejscowości Turza Śląska. Mimo, iż zrzut wód z kolektora był systematycznie regulowany, spowodował zanieczyszczenie Leśnicy. W rzece Olzie zanotowano natomiast 10-krotne, a dla rzeki Odry 4-krotne przekroczenia wartości stężeń jonów chlorkowych określonych normą dla II klasy czystości ( $0,3 \text{ g/dm}^3$ ) [1, 5]. W marcu 2004 roku otwarty został nowy odcinek kolektora z instalacją zrzutową umiejscowioną w dnie rzeki Odry. Rozwiązanie takie pozwoliło na wymieszanie się wód kopalnianych z wodami rzeki Odry.

Przedmiotem niniejszego artykułu jest określenie wpływu jaki wywarła zmiana lokalizacji zrzutu wód z kolektora na skład chemiczny rzek Odry, Olzy i Leśnicy.

## 2. Skład chemiczny wód odprowadzanych kolektorem

Wody kopalniane stanowią mieszaninę wód pochodzących z górotworu i wód wykorzystywanych w celach technologicznych. Wypompowane na powierzchnię zawierają w swoim składzie zanieczyszczenia, takie jak jony chlorkowe i siarczanowe. Dużą rolę odgrywają również jony baru i towarzyszące im izotopy radu ( $^{226}\text{Ra}$ ), a także zawiesiny ogólne. Jony chlorkowe powodują zasolenie słodkich wód, a powstałe na skutek połączenia się jonów baru i siarczanów białe osady siarczanu baru, opadają na dno zbiorników, strumieni i rzek. Wody kopalniane mogą również zawierać w swoim składzie jony wodorowe, które powodują obniżenie pH [3]. Dzieje się tak na skutek wymywania produktów utleniania pirytu z górotworu. W składzie wód pojawiają się również jony żelaza, manganu i glinu [3]. W niektórych kopalniach stwierdzono podwyższone zawartości azotu amonowego ( $\text{N-NH}_4$ ) [2, 8]. Powszechnie w wodach występują jony sodu, wapnia i magnezu, a także fosfor [8].

## 3. Budowa systemu retencyjno-dozującego (kolektora) „Olza”

Kolektor „Olza” został zaprojektowany jako system hydrotechnicznej ochrony mniejszych rzek zlewni Górnej Odry i Górnej Wisły, jak również samej rzeki Odry. Projekt opracowano w latach sześćdziesiątych ubiegłego stulecia wraz z planami budowy kopalń węgla kamiennego w południowo-zachodniej części Górnośląskiego Zagłębia Węglowego. Zlokalizowane na tym obszarze kopalnie mogły znacząco pogorszyć stan wód powierzchniowych, a także zbiorników „Łąka” i „Rybnik”, których wody wykorzystywane są w celach technologicznych. W skład kolektora „Olza” miały wchodzić osadniki powierzchniowe, pompownie oraz rurociągi łączące kopalnie ze zbiornikiem retencyjnym wybudowanym w miejscowości Olza nad rzeką Odrą. Kolektor przewidziany był jako system retencyjno-dozujący, którego zadanie polegało na tym, aby w warunkach wysokich przepływów, nie dopuścić do ponadnormatywnego zasolenia Odry. Budowę rurociągów rozpoczęto w 1971 roku i prowadzono

do 1986 roku, kiedy to przerwano pracę w odległości 8 km od przewidywanego wylotu do rzeki Odry. Nie został również wybudowany przewidziany w planach zbiornik retencyjny. Od tego momentu odprowadzanie wód z kolektora, w ilości 30000 m<sup>3</sup> na dobę, rozpoczęto do małej rzeki Leśnicy w miejscowości Turza Śląska w gminie Gorzyce (rys. 1) [1].



**Rys. 1.** Komora spustowa kolektora „Olza” do rzeki Leśnicy [1]

**Fig. 1.** The interceptor sewer's dropping chamber in Lesnica river [1]

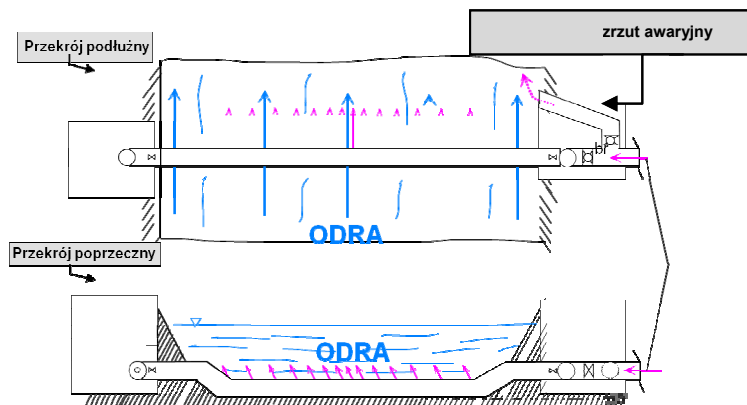
Po uruchomieniu zrzutu wód do rzeki Leśnicy poszukiwano rozwiązania mającego na celu zmniejszenie szkodliwego wpływu wód kopalnianych na środowisko naturalne lokalnych rzek. W 1997 roku opracowano koncepcje przekształcenia istniejącego już kolektora „Olza” w system hydrotechnicznej ochrony wód Górnej Odry i cieków lokalnych [1, 4]. Ideą systemu miało być utrzymanie w rzece Odrze stężeń jonów chlorkowych i siarczanowych na poziomie wartości określonych normami przewidzianymi dla II klasy czystości. W roku 2000 włączono do kolektora dwa zbiorniki retencyjne na terenie zlikwidowanej kopalni Moszczenica i rozpoczęto proces dozowania wód kopalnianych do rzeki Leśnicy zgodnie z założonym kryterium. W grudniu 2003 roku ukończono budowę 8000 mb rurociągu kolektora do rzeki Odry w miejscowości Olza (rys. 2). W marcu 2004 roku uruchomiono zrzut wód kopalnianych, w ilości 32000 m<sup>3</sup>/dobę, do Odry w miejscowości Olza [9].

Kolektor „Olza” funkcjonuje w oparciu o sieć rurociągów stalowych i polietylenowych o średnicach od 300 do 800 mm. Całkowita ich długość wynosi 73 km, a maksymalne dopuszczalne ciśnienie 1,6 MPa [1, 4]. Rurociągi łączą ze sobą osadniki przykopalniane, pompownie i zbiorniki retencyjne należące do ośmiu kopalń. Ostatni odcinek kolektora zbudowany jest z magistrali składającej się z dwóch rur o długości 8000 mb i średnicy 630 mm (rys. 3), zakończonej instalacją zrzutową

w dnie rzeki Odry (rys. 2). Magistrala ta składa się z dysz rozmieszczonych pomiędzy brzegami rzeki. System wyposażony jest w prawobrzeżny zrzut awaryjny.



**Rys. 2.** Komora spustowa do rzeki Odry w miejscowości Olza  
**Fig. 2.** Dropping chamber to Orda river in Olza locality



**Rys. 3.** Przekrój podłużny i poprzeczny instalacji zrzutowej kolektora „Olza” w rzece Odrze

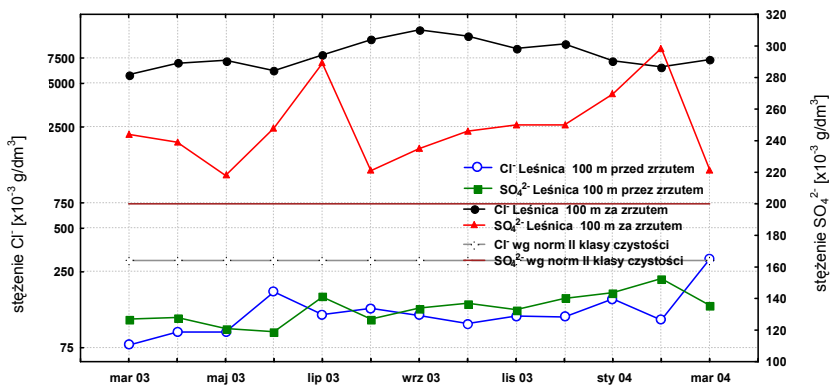
**Fig. 3.** Cross and oblong section of the Olza's interceptor sewer dropping installation in the Odra river

#### 4. Wpływ zmiany lokalizacji zrzutu wód dołowych na jakość wód rzek Leśnicy i Olzy

Długoletnie odprowadzanie dużych ilości zanieczyszczonych wód kopalnianych do rzeki Leśnicy, a następnie do Olzy spowodowało naruszenie ich naturalnego środowiska słodkowodnego. Zmianie uległa cała

biocenoza, co objawiało się zaburzeniami morfologicznymi i fizjologicznymi wielu organizmów. Doprowadziło to do zaniku organizmów typowych dla wód słodkowodnych i rozwoju innych, odpornych na zasolenie [1]. W wodach, do których wprowadzone zostają zwiększone ładunki jonów chlorkowych, istotne jest utrzymywanie ich na zbliżonym do stałego poziomie, gdyż pozwala to zachować równowagę biologiczną i nie zagraża tworzącym się gatunkom roślin i zwierząt.

Zawartości jonów chlorkowych i siarczanowych w odległości 100 m przed wylotem kolektora, nie przekraczały wartości odpowiadających I klasie czystości (za wyjątkiem marca 2004 roku) (rys. 4) [5]. W wyniku wprowadzenia do rzeki Leśnicy dużego ładunku chlorków i siarczanów, 100 metrów za miejscem zrzutu, nastąpił prawie 60-krotny wzrost stężenia jonów chlorkowych (ze średniej wartości  $0,137 \text{ g/dm}^3$  do  $8,104 \text{ g/dm}^3$ ) i prawie 2-krotny wzrost stężenia jonów siarczanowych (od wartości  $0,134 \text{ g/dm}^3$  do  $0,248 \text{ g/dm}^3$ ). Wody rzeki, pod względem zasolenia przekraczały 27-krotnie wartości stężeń określone normą II klasy czystości ( $0,3 \text{ g/dm}^3$ ) [5]. W przypadku zawartości jonów siarczanowych przekroczenia były jednokrotnie ( $0,2 \text{ g/dm}^3$ ) [5]. Najwyższe stężenia jonów chlorkowych zanotowano we wrześniu 2003 roku ( $11,7 \text{ g/dm}^3$ ), a siarczanów w lutym 2004 roku ( $0,298 \text{ g/dm}^3$ ).



**Rys. 4.** Zmiany stężenia jonów chlorkowych i siarczanowych w rzece Leśnicy 100 m przed i 100 m za wylotem kolektora w okresie od III 2003 do III 2004

**Fig. 4.** Changes of the Cl<sup>-</sup> and SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> ions concentrations in lesnica river 100 m before and 100 m after the interceptor sewer outlet in period of III 2003 to III 2004

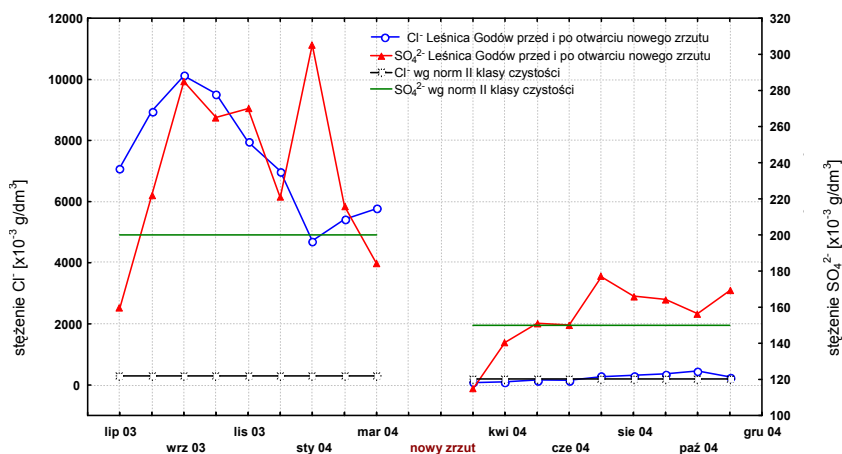
Przeprowadzona w rzece Leśnicy, 100 m przed i 100 m za miejscem zrzutu wód kopalnianych, analiza fizyko-chemiczna (tab. 1) wykazała, że oprócz dużego wzrostu zawartości jonów chlorkowych i siarczanych, nastąpiły również przekroczenia wartości stężeń określonych normami prawnymi [5] dla zawiesin ogólnych ( $0,0521 \text{ g/dm}^3$ ), manganu ( $0,0009 \text{ g/dm}^3$ ), azotu amonowego ( $0,0091 \text{ g/dm}^3$ ), fosforanów ( $0,0047 \text{ g/dm}^3$ ). Zanotowano również znaczący wzrost przewodności elektrolitycznej ( $15,89 \text{ mS/cm}$ ) [7]. Nie wykryto natomiast w rzece jonów baru. Na uwagę zasługuje również fakt, że w rzece przed wylotem wód z kolektora zanotowano wyższe stężenia azotu amonowego, azotu azotanowego, fosforanów, żelaza, manganu i zawiesin ogólnych, niż za wylotem. Może to świadczyć o przedostawaniu się do rzeki odpadów komunalnych [7].

**Tabela 1.** Analiza fizyko-chemiczna wody w rzece Leśnicy 100 m przed i 100 m za spustem kolektora „Olza” w lipcu 2003 roku

**Table. 1.** Physical and chemical analysis of the Lesnica river's water 100 m before and 100 m after the interceptor sewer outlet in July 2003

Lp.	Wskaźnik jakości wody	Jednostka	100 m przed spustem	100 m za spustem
1.	Temperatura wody	°C	25	25
2.	Temp. powietrza	°C	25	25
4.	Barwa	$\text{g Pt/dm}^3$	0,3960	0,1140
7.	Odczyn	pH	0,00767	0,00745
8.	ChZT-Mn	$\text{g O}_2/\text{dm}^3$	0,0404	0,0292
9.	Tlen rozpuszczony	$\text{g O}_2/\text{dm}^3$	–	–
10.	Zawiesiny ogólne	$\text{g/dm}^3$	0,1250	0,0521
11.	Żelazo ogólne	$\text{g Fe/dm}^3$	0,0010	0,0007
12.	Mangan całkowity	$\text{g Mn/dm}^3$	0,0015	0,0009
13.	Wapń	$\text{g Ca/dm}^3$	0,6814	0,5451
14.	Magnez	$\text{g Mg/dm}^3$	0,2614	0,2359
15.	Azot amonowy	$\text{g N-NH}_4/\text{dm}^3$	0,0119	0,0091
16.	Azot azotynowy	$\text{g N-NO}_2/\text{dm}^3$	0,000013	0,000004
17.	Azot azotanowy	$\text{g N-NO}_3/\text{dm}^3$	0,000023	0,0004
18.	Chlorki	$\text{g Cl/dm}^3$	0,1550	5,5080
19.	Siarczany	$\text{g SO}_4/\text{dm}^3$	0,1256	0,3174
20.	Fosforany	$\text{g PO}_4/\text{dm}^3$	0,0056	0,0047
21.	Przewodność	$\text{mScm}^{-1}$	1,3670	0,0159
22.	Bar	$\text{g Ba/dm}^3$	0,0000	0,0000

Duże stężenia jonów chlorkowych i siarczanowych w rzece Leśnicy i podwyższone wartości innych wskaźników jakości wskazują na duże jej zanieczyszczenie, co negatywnie wpływało również na środowisko naturalne rzeki Olzy. Niekorzystne było również dozowanie wód z kolektora dostosowane do przepływu Odry z pominięciem wyżej wymienionych rzek. Poprawa nastąpiła po otwarciu nowego miejsca zrzutu z kolektora. Zmiany stężenia jonów chlorkowych i siarczanowych w rzece Leśnicy (miejscowość Godów) przed i po uruchomieniu nowej instalacji zrzutowej z kolektora przedstawiono na wykresie (rys. 5).



**Rys. 5.** Zmiany stężenia jonów chlorkowych i siarczanowych w rzece Leśnicy w miejscowości Godów w okresie od VII 2003 do III 2004 i od III 2004 do XII 2004

**Fig. 5.** Changes of the Cl<sup>-</sup> and SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> ions concentrations in Lenica river in Godow locality in period of VII 2003 to III 2004 and of III 2004 to XII 2004

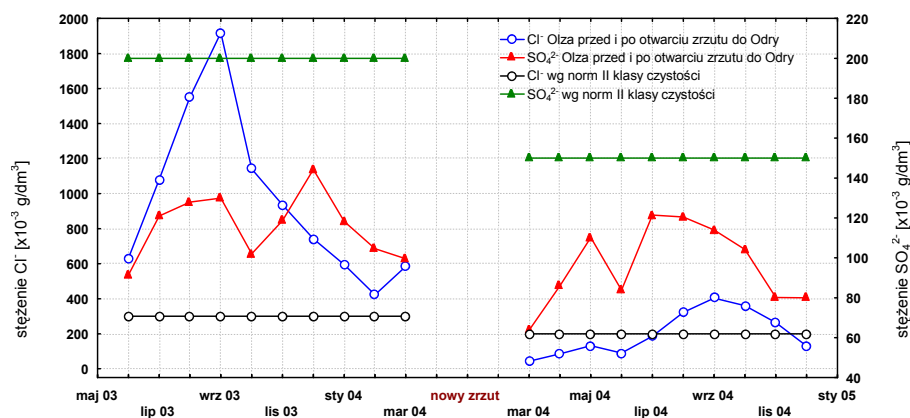
Analiza danych potwierdza, że w okresie od VII 2003 do III 2004 w Leśnicy następowały przekroczenia wartości określonych normami dla II klasy czystości ze względu na jony chlorkowe (wrzesień 2003 33-krotne przekroczenie) i siarczanowe (styczeń 2004 1,5-krotne przekroczenie) [5]. Zmiana miejsca odprowadzania wód wpłynęła na obniżenie stężeń wymienionych jonów. Do lipca odpowiadały one wartościom charakterystycznym dla norm II klasy czystości, a w okresie późniejszym dla norm IV, a nawet V klasy ze względu na jony chlorkowe (0,458 g/dm<sup>3</sup>



w październiku) i III klasy ze względu na jony siarczanowe ( $0,178 \text{ g/dm}^3$  w lipcu) [6].

Zmiany stężeń omawianych jonów w rzece Olzie 100 m przed jej ujściem do Odry naniesiono na wykres (rys. 6). Zakres danych obejmuje okres przed i po uruchomieniu nowego miejsca zrzutu wód z kolektora. Analiza danych pokazuje, że w rzece, podobnie jak w Leśnicy, występowały przekroczenia zawartości jonów chlorkowych ( $1,918 \text{ g/dm}^3$  we wrześniu 2003 roku) i siarczanowych ( $0,144 \text{ g/dm}^3$  w grudniu 2003 roku). Średnie stężenie jonów chlorkowych, przed uruchomieniem nowego miejsca zrzutu, wynosiło  $0,96 \text{ g/dm}^3$ . Stanowiło to 3-krotne przekroczenie wartości stężenia określonego normą dla II klasy czystości [5]. W przypadku siarczanów wynosiło  $0,116 \text{ g/dm}^3$ , co odpowiadało wartości stężenia charakterystycznego dla I klasy czystości [5]. Zmiana miejsca odprowadzania wód kopalnianych spowodowała zmniejszenie średniego stężenia jonów chlorkowych do  $0,201 \text{ g/dm}^3$ , a co za tym idzie poprawę stanu czystości rzeki (III klasa czystości) [6]. W okresie od lipca do listopada 2004 roku (podobnie jak w rzece Leśnica) zanotowano wzrost stężenia omawianych jonów ( $0,4 \text{ g/dm}^3$  we wrześniu). W przypadku jonów siarczanowych nie odnotowano znaczących wahań stężeń, ale ze względu na te jony wody rzeki odpowiadały wartością charakterystycznym dla norm II klasy czystości [6]. Istotne jest jednak to, że po uruchomieniu nowego miejsca zrzutu z kolektora, zawartości ich zmniejszyły się w stosunku do okresu sprzed otwarcia. W tym czasie nastąpiło zaostrzenie obowiązujących przepisów prawnych [6], co spowodowało zaliczenie wód rzeki Olzy do II klasy czystości.

Modernizacja kolektora „Olza” w dużym stopniu przyczyniła się do poprawy jakości wód rzeki Leśnicy i Olzy, a brak wahań stężeń jonów korzystnie wpłynął na ich naturalne środowisko wodne. Mimo, iż obecnie wody kopalniane odprowadzane są bezpośrednio do rzeki Odry, konieczne jest systematyczne kontrolowanie jakości wód omawianych rzek. Dotyczy to głównie Olzy, do której dopływają również wody kopalniane odprowadzane z kopalń węgla kamiennego rejonu Karviny (Czechy).



**Rys. 6.** Zmiany stężenia jonów chlorkowych i siarczanowych w rzece Olzie 100 m przed ujściem jej do Odry w okresie od VI 2003 do III 2004 i od III 2004 do XII 2004

**Fig. 6.** Changes of the Cl<sup>-</sup> and SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> ions concentrations in Olza river 100 m before its mouth to the Odra in period of VI 2003 to III 2004 and of III 2004 to XII 2004

## 5. Wpływ zmiany lokalizacji zrzutu wód dołowych na jakość wód rzeki Odry

Modernizacja kolektora „Olza” pozwoliła ograniczyć szkodliwy wpływ zanieczyszczonych wód na rzeki Leśnicę i Olzę. Instalacja zrzutowa zabudowana w dnie Odry powinna zapewnić zmniejszenie wahań stężeń jonów chlorkowych i siarczanowych na obu brzegach rzeki.

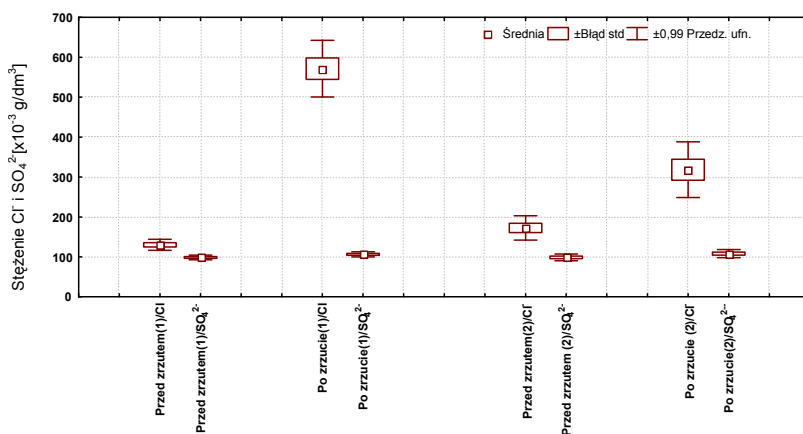
Porównanie stężeń jonów chlorkowych i siarczanowych w Odrze przed i po wprowadzeniu wód z kolektora przedstawiono na wykresie (rys. 7). Z porównania danych widać, że w okresie przed uruchomieniem nowego miejsca zrzutu, stężenia jonów chlorkowych, po wprowadzeniu wód do Odry, znacznie przekraczały wartości charakterystyczne dla norm III klasy czystości (średnio  $0,563 \text{ g/dm}^3$ ) [5]. Stężenia jonów siarczanowych przed i po zrzucie wód z kolektora (nieznaczny wzrost średniej wartości ze  $0,1 \text{ g/dm}^3$  do  $0,106 \text{ g/dm}^3$ ), nie przekraczały wartości określonych normą dla I klasy czystości [5]. Prezentowane wyniki dotyczą miejsca znajdującego się 100 m poniżej ujścia rzeki Olzy do Odry.

Po uruchomieniu nowego spustu z kolektora wartości stężeń jonów chlorkowych w Odrze uległy zmniejszeniu w odniesieniu do stanu

z sprzed otwarcia. Jednocześnie wprowadzenie znacznego ładunku chlorków do rzeki spowodowało pogorszenie się jej jakości i przekroczenie wartości charakterystycznych dla norm III klasy czystości (średnio  $0,328 \text{ g/dm}^3$ ) [6].

Nieznaczne różnice w wartościach stężeń jonów chlorkowych przed zrzutem, w obu badanych okresach, wynikały ze zmiany lokalizacji miejsca pomiaru na rzece Odry (rys. 7). Po uruchomieniu nowego spustu z kolektora, stężenia jonów chlorkowych i siarczanowych mierzono 100 m przed i 100 m za miejscem zrzutu, czyli już po ujściu rzeki Olzy do Odry. Do rzeki Odry dopływały za pośrednictwem Olzy ładunki chlorków i siarczanów pochodzące z odwadniania zakładów górniczych zlokalizowanych na terenie Czech.

Analizując zmiany stężeń jonów siarczanowych, widać, że zarówno przed jak i po otwarciu nowego miejsca zrzutu, nie występowały przekroczenia wartości określonych dla I i II klasy czystości [5, 6].

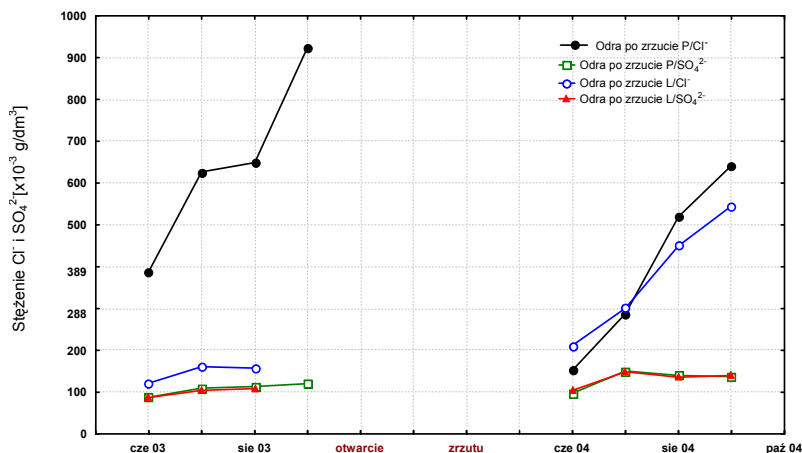


**Rys. 7.** Porównanie stężeń jonów  $\text{Cl}^-$  i  $\text{SO}_4^{2-}$  przed i po odprowadzeniu wód z kolektora w okresie od VI 2003-III 2004 (1) i od III 2004-XII 2004 (2)

**Fig. 7.** Comparison of the  $\text{Cl}^-$  and  $\text{SO}_4^{2-}$  ions concentrations before and after draining off the water from the interceptor sewer in period of VI 2003 to III 2004 (1) and of III 2004 to XII 2004 (2)

Z przeprowadzonej analizy wynika, że zmiana miejsca zrzutu wpłynęła na poprawę jakości wód rzeki Odry pod względem zasolenia. Zapewnienie odpowiedniego, wymieszania wód kopalnianych z wodami

rzeki Odry pozwoliło na zachowanie prawidłowych wartości stężeń jonów chlorkowych i siarczanowych na obu jej brzegach (rys.8). Dane zamieszczone na wykresie odnoszą się do okresu czterech miesięcy przed i po uruchomieniu nowego spustu z kolektora.

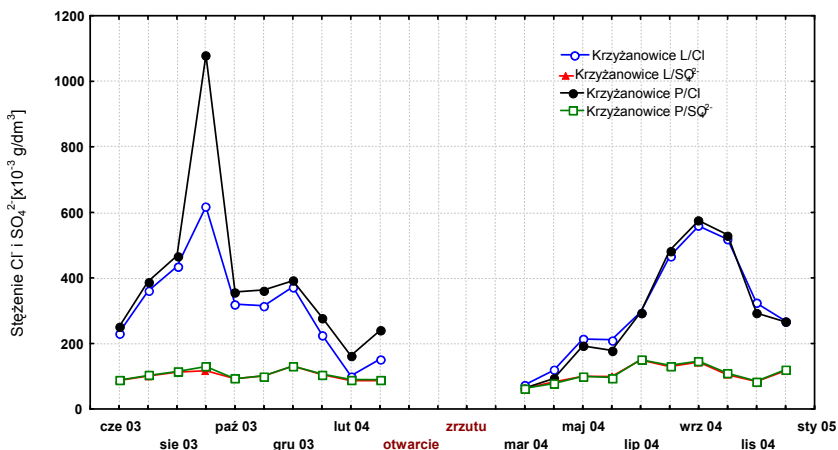


**Rys. 8.** Porównanie stężeń jonów Cl<sup>-</sup> i SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> na prawym i lewym brzegu rzeki Odry przed (100 m po ujściu Olzy do Odry) i po uruchomieniu nowej części sytemu w okresie od VI do IX 2003 roku i od VI do IX 2004 roku

**Fig. 8.** Comparison of the Cl<sup>-</sup> and SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> ions concentrations on the right and left side of the Odra river bank before and after setting the new dropping system in (period of VI to IX 2003 and of VI to IX 2004)

Analiza wyników pokazuje, że odprowadzanie wód za pośrednictwem Leśnicy, powodowało, że 100 m poniżej ujścia Olzy, na prawym i lewym brzegu Odry występowała znaczna różnica stężeń jonów chlorkowych (0,5 g/dm<sup>3</sup>). Tak dużych wahań nie zaobserwowano w przypadku jonów siarczanowych (około 0,008 g/dm<sup>3</sup>). Różnice zasolenia na obu brzegach rzeki wynikały z prawobrzeżnego odprowadzania wód kopalnianych z kolektora, czego skutkiem był brak możliwości wymieszania się ich z wodami Odry na krótkim 100 m odcinku. Pełne wymieszanie nastąpiło po około 8 km za ujściem Olzy. Zabudowanie systemu zrzutowego pomiędzy brzegami Odry, pozwoliło na wymieszanie wód już po 100 metrach. Różnica średnich stężeń jonów chlorkowych na prawym i lewym brzegu wynosiła 0,023 g/dm<sup>3</sup>. Średnie stężenia jonów siarczanowych na obu brzegach były identyczne (0,132·g/dm<sup>3</sup>).

Długość odcinka, na którym następuje wymieszanie wód kopalnianych z wodami rzeki jest bardzo ważny. Zbyt duże wahania stężeń zanieczyszczeń na obu brzegach, wpływają niekorzystnie na stabilność biologiczną ekosystemu rzeki. Miejszem, które pozwala ocenić stopień wymieszania jest punkt pomiarowy na rzece Odrze w miejscowości Krzyżanowice. Znajduje się on w odległości 5 km od nowego miejsca zrzutu z kolektora.



**Rys. 9.** Porównanie stężeń jonów  $\text{Cl}^-$  i  $\text{SO}_4^{2-}$  na prawym i lewym brzegu rzeki Odry w miejscowości Krzyżanowice przed i po uruchomieniu nowego miejsca zrzutu w okresie od VI 2003 do XII 2004

**Fig. 9.** Comparison of the  $\text{Cl}^-$  and  $\text{SO}_4^{2-}$  ions concentrations on the right and left side of the Odra river bank in Krzyżanowice locality before and after setting the new dropping system in period of VI 2003 to XII 2004

Przy stosowaniu tradycyjnego zrzutu prawobrzeżnego (VI 2003–III 2004), po 5 km od ujścia Olzy do Odry, nie następowało pełne wymieszanie (rys. 9). Największa różnica stężeń dochodziła do  $0,462 \text{ g/dm}^3$  (wrześniu 2003 roku). Zmiany zasolenia pokazują, że przy zastosowaniu nowego zrzutu wymieszanie wód jest równomierne. Różnica stężeń jonów chlorkowych na obu brzegach wynosiła około  $0,008 \text{ g/dm}^3$ . W przypadku jonów siarczanowych wahania stężeń na obu brzegach, zarówno przed, jak i po uruchomieniu nowego spustu były nieznaczne.

## 6. Podsumowanie

Z punktu widzenia ochrony środowiska południowo-zachodniej części Górnośląskiego Zagłębia Węglowego istotne jest utrzymanie odpowiedniego stanu czystości wód w rzekach zlokalizowanych na tym obszarze. Konieczne jest więc zminimalizowanie szkodliwego wpływu zanieczyszczeń znajdujących się w wodach kopalnianych na rzekę Odre, a także jej dopływy. Uruchomienie instalacji zrzutowej zabudowanej w dnie rzeki zmniejszyło wahania stężeń jonów chlorkowych w Leśnicy i Olzie, pozwalając jednocześnie na wymieszanie się wód kopalnianych z wodami Odry na bardzo krótkim odcinku. W rzece nie dochodziło do gwałtownych wahań stężeń jonów chlorkowych, co wpłynęło pozytywnie na jej naturalne środowisko wodne. W celu zapewnienia ochrony wód istotna jest stała kontrola stanu czystości rzek Odry, Leśnicy i Olzy.

*Artykuł zrealizowano w ramach prac statutowych AGH nr 11.11.100.497 finansowanych ze środków Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego*

## Literatura

1. **Lach R.:** Praca zbiorowa nt.: *Operat wodno-prawny na odprowadzanie wód pochodzących z odwadniania kopalń Jastrzębskiej Spółki Węglowej S.A. i kopalń Kompanii Węglowej S.A. kolektorem Olza do rzeki Leśnicy*. Prace GIG, Zakład Ochrony Wód. Katowice 2003.
2. **Pluta I.:** *Wody kopalń Górnośląskiego zagłębia Węglowego-geneza, zanieczyszczenia i metody oczyszczania*. GIG. Katowice 2005.
3. **Pluta I.:** *Kwaśne wody w kopalniach południowo-zachodniego obszaru GZW*. Przegląd Górniczy nr 2, 20–23 (2004).
4. **Pustelnik J., Pluta I., Andrejewicz M.:** *Stan techniczny rurociągu kolektora „Olza” i ocena możliwości jego dalszej eksploatacji*. Przegląd Górniczy nr 1. 21–24 (1999).
5. Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 5.11.1991 w sprawie wartości graniczne wskaźników jakości wody w klasach jakości wód powierzchniowych (Dz. U. Nr 116/1991 poz. 503).
6. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11.02.2004 w sprawie wartości graniczne wskaźników jakości wody w klasach jakości wód powierzchniowych (Dz. U. 2004, Nr 32, poz. 284).

7. **Swolkień J.:** *Możliwości ograniczenia szkodliwego wpływu wód dołowych na stan rurociągów kolektora „Olza” i środowisko rzeki Odry*. Praca doktorska niepublikowana, AGH, Kraków 2007.
8. **Wilka Z.:** pr. zb. pod red.: *Hydrologia polskich złóż kopalin i problemy wodne górnictwa*. Wydawnictwo AGH, Kraków 2003.
9. Wojewoda Śląski: *Pozwolenie wodno-prawne na wspólne korzystanie z wód z dnia 8 marca 2004 r.*, Katowice, 2004
10. **Wójcik-Szedzińska M.:** *Ocena stanu degradacji wód powierzchniowych obszarów miast Rudy Śląskiej i Bytomia w wyniku zrzutów słonych wód kopalnianych*. Praca doktorska, PAN, Zabrze 1989.

## **Influence of Technological Changes in “Olza” Sewer Interceptor on the Chemical Composition of Odra River and Its Inflows**

### **Abstract**

Protection of Odra river quality against harmful mine waters is a huge challenge for science. This article treats about the influence of technological changes in the dropping system “Olza” on the chemical composition of the Odra river waters and its inflows.

The content of this article is of high importance for the environment of rivers located in the area of south -western part of Upper Silesian Coal Basin. High quality of waters is very important not only for their flora and fauna but also for people who use those waters for their daily purposes.

There are eight coal mines located on the area of south-western part of Upper Silesian Coal Basin. Exploitation of hard coal deposits forces coal mines to drain their mine waters off directly to the closest rivers. The main water-course of this area is Odra river along with its inflows river Olza and Lesnica (this one is Szotkowka’s inflow). Seeing off strongly contaminated mine waters directly to the Odra and to the rivers mentioned above caused the strong perturbations in the rivers flow. What is more it had a bad influence on their flora and fauna. Lesnica and Olza rivers were the most jeopardize ones, taking into consideration the fact that the mine waters transported from the south-west part of Upper Silesian Coal Basin were directly thrown to their waters. Strongly contaminated, mostly with chlorides and sulphates, mine waters, managed to destroy the whole rivers ecosystem. Huge chloride fluctuations were the cause of biological balance dysfunction. Most animals and plants species were destroyed. In the Olza river there was almost ten times excess of the second class

degree in chlorides. In Odra river those excess were lower (only four times) just because the water managed to thin down.

Taking into consideration those facts mine waters couldn't be transported directly to the rivers. In term of 17 years, mine waters were transported through the interceptor sewer called "Olza". System was based on the net of pipelines connecting cretin mines and their settlers with the drain line placed at the Lesnica's river bank. The whole system belongs to the JSW Group. The brake through came after the new dropping system was activated. The system was old and needed some changes and modernizations. The old steel pipelines were replaced with new ones, made with PE and the two settlers, which belong to Moszczenica Coal Mine, were put in to the system. The new system was placed in the bottom of Odra river and was equipped with 51 nozzles settled down between two river banks. The modernization allowed to eliminate the contamination of the Lesnica and Olza rivers and prevented their flora and fauna from total distraction. It also allowed to mix the mine and the river waters just after the drop. It led to the elimination of huge chloride fluctuation in the Odra river and had a huge impact on its quality improvement. It also allowed to lower down the sulphate concentrations and what is the most important to control the magnitude of water which is transported directly to the river.





## **Psychopedagogiczne aspekty aktywnego nauczania przyrody**

*Agnieszka Hłobił  
Politechnika Koszalińska*

### **1. Wstęp**

W nowocześnie pojmowanej edukacji należy znaleźć właściwe miejsce dla potrzeb i pragnień uczestników procesu wychowania i nauczania. Istnieje tu konieczność przeniesienia akcentu z ilości wiedzy na umiejętności samodzielnego gromadzenia potrzebnych informacji oraz ich wykorzystywania w codziennym życiu i w dalszej edukacji. Eliminowanie nadmiaru treści – to tendencja, którą mocno należy akcentować w podejściu do nauczania przyrody. Tworzy się w ten sposób miejsce na zainteresowanie uczniów otaczającym ich światem i szeroko rozumianymi zagadnieniami przyrodniczymi oraz na rozwijanie ich aktywności poznawczej. Nauczyciel w swym psychologiczno-pedagogicznym repertuarze, powinien posiadać bogactwo możliwości, by stawiając zróżnicowane zadania rozwojowe, kreować dla każdego ucznia indywidualną ścieżkę rozwoju. Należy podkreślić, że nie mogą to być działania odświeżone, okazjonalne, ale wpisane w pracowitą codzienność szkoły [1].

### **2. Psychopedagogiczne aspekty nauczania przyrody**

Stworzenie bloku przyroda było największą programową zmianą wśród skutków reformy szkolnictwa. Zmiany te są wyrazem pewnych tendencji, którym patronuje chęć stworzenia nowoczesnego modelu nauczania. Tendencja ograniczania zakresu treści nauczania na rzecz kształcenia umiejętności i rozbudzania zainteresowania przyrodą znalazła swoje potwierdzenie w materiałach reformy. Z wymagań zawartych w podstawie programowej przyrody nasuwają się trzy kierunki działań:

1. Kształcenie umiejętności podstawowych.
2. Tworzenie podstaw integracji międzyprzedmiotowej.
3. Spotkanie z przyrodą, czyli odkrywanie piękna otaczającej nas przyrody i umożliwienie uczniom poznania i rozumienia zjawisk, z którymi spotykają się w swoim najbliższym otoczeniu.

Nauczanie przyrody, aby mogło realizować wyżej wymienione zadania, powinno uwzględniać kontakt ucznia ze środowiskiem przyrodniczym najbliższego otoczenia. Wydaje się, że dzięki sięganiu po różne formy zajęć terenowych łatwiejsze może być rozbudzanie wyobraźni uczniów, rozwijanie ich umiejętności twórczego myślenia oraz włączanie w proces nauczania sfery emocjonalnej. Łatwiejsze również może być powiązanie treści nauczania z doświadczeniem życiowym uczniów.

Zatem zaciekawienie przyrodnicze uczniów polega na zapewnieniu im bezpośredniego kontaktu z różnorodnymi obiektami środowiska, tak aby w naturalnym środowisku mogli porównywać, szukać, badać, zbierać, porządkować, oceniać, mierzyć, liczyć, dotykać, wąchać, zachwycać się oraz eksperymentować. Podczas obserwacji dokonywanych w bezpośrednich kontaktach z przyrodą uczniowie wychwytyją związki przyczynowo-skutkowe, formułują hipotezy, przewidują i planują, uogólniają fakty oraz formułują wnioski. Poznawane środowisko jest źródłem wielu pytań rodzących się w ich umyśle, będących dowodem na postawę myślącą i badawczą. S. Szuman podkreśla, że już przez samo stawianie pytań uczeń wyraźnie objawia postawę myślącą [2]. Początek samodzielnej myśli zaczyna się właśnie od pytania. Znak zapytania to najbardziej konkretny znak naszego myślenia i bystrości umysłu. Znaki zapytania są powietrzem, którym oddycha nasza dusza [3]. Zaciekawienie wywołane przez nowe obiekty, przedmioty i zjawiska powoduje intensywną aktywność poznawczą i intelektualną niezbędną do poznawania otaczającego środowiska. Otwartość poznawcza ucznia, swoiste postrzeganie świata, stawianie wielu pytań, umiejętność dziwienia się najmniejszym drobiazgiem, spontaniczność, dociekliwość, to cechy ułatwiające nauczycielowi rozwijanie ciekawości poznawczej i zainteresowań wychowanków [4].

Wyższy stopień ciekawości rozwija się pod wpływem oddziaływań środowiskowych. Zdaniem D. Lewisa, „każdy człowiek przejawia niemalże nieograniczoną ciekawość świata i wrodzoną potrzebę odkry-

wania wszystkiego, co znajduje się w jego otoczeniu” [5]. Dostarczanie uczniom optymalnej ilości informacji ma szczególnie duże znaczenie w zaspokajaniu ich potrzeb poznawczych. Ich kontakty ze środowiskiem są niezbędne do budowy obrazu świata, jak również krystalizowania się zainteresowań” [6]. Niezmiernie istotnym zadaniem nauczyciela jest „utrzymanie świętej iskry zdziwienia i rozdmuchiwanie już żarzącego się płomienia” [7]. A. Huxley zapytany o nauczanie ekologiczne dzieci powiedział: „sprawcie, aby od samego początku było jasne, że całe życie jest zależnością, pokażcie im, że zależności są w lasach, na polach, w stawach, strumieniach, w wiosce i w kraju wokół nich” [8].

W tym miejscu należy podkreślić znaczące i stale aktualne słowa W. Suchomlińskiego [9] z relacji których wynika, że po to wychodził z dziećmi na łono przyrody, aby dawać im szansę „uczyć się myśleć”, a nie tylko obserwować. I to właśnie uważał za lekcje myślenia. Było to samodzielne czytanie różnych tekstów, łączenie poznawania materiału z jego zastosowaniem, wykorzystywanie w procesie nauki obserwacji przyrody i procesu pracy, opowiadanie o tym, co uczeń widzi wokół siebie.

Nie ulega wątpliwości, iż istotnym czynnikiem decydującym o powodzeniu w nauce uczniów jest nauczyciel. Natomiast podstawowym czynnikiem wartościującym jego pracę jest organizacja aktywności uczniów w zakresie: poszukiwania, dyskusowania, wymiany doświadczeń, zadawania pytań, wyszukiwania informacji, porządkowania, rozwiązywania problemów [10]. Oznacza to, że w nowocześnie zorganizowanym procesie nauczania i wychowania nauczyciel przede wszystkim aktywizuje działalność poznawczą uczniów; w mniejszym stopniu występuje jako źródło informacji. Zdaniem J. Rudniańskiego, aby uczniów zainteresować tematem, trzeba dobierać takie metody, które w największym stopniu pobudzają ich do działania. Działanie odgrywa w myśleniu rolę ukierunkowującą, bo myślenie to rodzaj działania, działania wewnętrznego, umysłowego, stanowi proces przygotowania do działania zewnętrznego. Przy czym każda sytuacja wymaga jakby myślenia odrębnego, innego niż np. sytuacja poprzednia. Stąd konieczność wprowadzania różnych metod lekcyjnych. Wspomniany prakseolog powiada, że większość ludzi woli myśleć stereotypowo, tzn. zawsze tak samo lub prawie tak samo w różnych sytuacjach. „Myśląc zaś w sposób ograniczony, stereotypowy – ograniczamy sobie samymi możliwości znalezienia wielu różnych rozwiązań (...)” [11]. Jakże często nauczyciele właśnie

do takich schematów dążą lub je tworzą posługując się ciągle jednymi i tymi samymi metodami do wszelkiego typu lekcji albo ciągłym i tym samym zapisem – notatką. Dlatego Rudniański poucza, mówiąc, że należy pamiętać iż model, który posiadamy, nie może być modelem sztywnym, obowiązującym jednakowo we wszystkich sytuacjach. Należy ów model zmieniać, modyfikować, doskonalić do konkretnej sytuacji, konkretnego problemu. Nauczycielom, którzy wolą „łatwiznę” od twórczości, cytowany autor powiada, że chodzenie za przewodnikiem jest łatwe, natomiast samodzielny wybór drogi, nieprzyjmowanie ślepe popularnych modeli, sprawdzanie ich wymaga wysiłku i odwagi [11].

S. Bortnowski [12] również postuluje, aby nauczyciele i uczniowie podczas działań lekcyjnych byli twórczy. Jest za tym, by cenić pracę twórczą, nie odtwórczą, zdania własne, nie podręcznikowe. Apeluje do pedagogów, żeby „nie zabijali” uczniowskiej indywidualności, pozwalali im nie zgadzać się z oficjalnymi sądami, gdyż „z przekory czasami wyrastają rzeczy twórcze”. Stąd ogromna potrzeba różnych metod, różnego rodzaju działania na lekcji, no i oczywiście najrozmaitszych form zapisów, odzwierciedlających pracę uczniów.

### **3. Aktywne nauczanie przyrody**

Biorąc pod uwagę specyfikę i zakres treści środowiskowych, jak również stopień rozwoju i możliwości uczniów, za najbardziej optymalne w edukacji środowiskowej należy uznać metody aktywizujące. Nieustanna potrzeba korelowania treści przedmiotów przyrodniczych pozwala nauczycielom przyrody doskonalić umiejętność projektowania zajęć o charakterze interdyscyplinarnym. Trzy godziny tygodniowo na nauczanie przyrody umożliwiają prowadzenie zajęć wykorzystujących różnorodne metody aktywizujące, które bazując na aktywności twórczej uczniów, rozwijają tę aktywność i dają dzieciom możliwość samodzielnego dochodzenia do wiedzy. Więcej czasu z jednym nauczycielem stwarza warunki skutecznej pracy w zakresie projektowania doświadczeń i eksperymentów, wykonania zaplanowanych działań oraz wyciągania wniosków. Na lekcjach przyrody samodzielne dochodzenie do wiedzy może być faktem poprzez podejmowanie przez uczniów działalności badawczej dostosowanej do ich wieku i możliwości. To wymusza większą aktywność twórczą oraz buduje przeświadczenie o użyteczności zdo-

bywanej wiedzy i umiejętności. Kształtowanie umiejętności twórczego rozwiązywania problemów jest ważne na każdym etapie edukacyjnym. Z tego powodu dzieci w szkole podstawowej nie mogą być pozbawione możliwości jej rozwijania. Na lekcjach przyrody wielokrotnie można wprowadzać dzieci w kolejne etapy twórczego rozwiązywania problemów. Musi się to jednak odbywać w sposób dostosowany do możliwości i wieku dziecka. Rozwiązywanie problemów to praktyczny sposób implikowania poszukiwania pomysłów rozwiązania, wymagający od ucznia postawy badacza o dużym nasileniu aktywności. Opiera się przede wszystkim na myśleniu produktywnym, a więc wymaga operacji intelektualnych, umiejętności analizy, syntezy, rozumowania i wyciągania wniosków. Stwarza duże możliwości pobudzania i zachęcania uczniów do poszukiwań i badań. Cel poszukiwań jest zwykle sformułowany w postaci pytania o to, co jest nieznanne, pytania pojawiającego się na tle trudności w myśleniu i działaniu. Takie pytanie jest problemem. W. Okoń ujmuje problem w znaczeniu dydaktycznym i definiuje go w sensie obiektywnym i subiektywnym. W pierwszym znaczeniu problem jest to „odczuwana przez podmiot taka trudność praktyczna lub teoretyczna, którą może on rozwiązać tylko za pośrednictwem własnej aktywności badawczej. W znaczeniu drugim jest to struktura o niepełnych danych. Rozwiązanie problemu polega na poszukiwaniu tych danych, tj. elementów układu lub relacji między nimi, co prowadzi do odkrycia pomysłów. Uczeń, jeżeli pragnie rozwiązać problem, jest zmuszony objąć całą strukturę, tj. uchwycić wszystkie jego elementy, i co ważniejsze – związki między elementami. Tylko w ten sposób można stwierdzić, których elementów brakuje lub, jakie związki między elementami trzeba odnaleźć, aby uzyskać rozwiązanie [13]. Cz. Kupisiewicz definiuje problem jako „trudność o charakterze teoretycznym lub praktycznym, której przezwyciężenie wymaga od ucznia postawy badawczej, poszukującej i prowadzi do wzbogacenia posiadanej wiedzy” [14]. Problemy powstają w określonych sytuacjach, tzw. sytuacjach problemowych, których organizowanie wymaga od nauczyciela dyskrecji i reżyserii. Umiejętność stwarzania takich sytuacji, jak pisze W. Okoń jest „przejawem mistrzostwa dydaktycznego nauczyciela, które polega na tym, aby przez określony system zabiegów sprawić, żeby uczeń: naprawdę odczuwał określoną trudność teoretyczną lub praktyczną; sformułował sam problem albo uświadomił sobie sformułowany problem przez nauczyciela; chciał ten problem roz-

wiązać; potrafił to zrobić” [15]. „Konieczność stymulowania rozwoju osobowości ucznia zmusza szkołę do preferowania nauczania problemowego. W nauczaniu tym stawiane przed uczniem sytuacje problemowe umożliwiają mu dostrzeganie problemów, wytwarzanie pomysłów rozwiązania problemów, a także weryfikację tych pomysłów” [16].

Odpowiednio dobrane metody zapoznawania uczniów z otaczającym światem przyrodniczym i społecznym pozwalają na samodzielne działanie, uczenie się metodą prób i błędów, manipulowanie narzędziami i przedmiotami. Do najbardziej optymalnych metod aktywizujących ucznia należą:

1. **metody problemowe**, rozwijające umiejętność krytycznego myślenia. Polegają one na przedstawieniu uczniom sytuacji problemowej oraz organizowaniu procesu poznawczego. Wykorzystywane są przy tym różnorodne źródła informacji np. filmy dydaktyczne, fotografie, rysunki, Internet, dane liczbowe. Na zachodzące wówczas procesy poznawczo-wychowawcze składa się analizowanie, wyjaśnianie, ocenianie, porównywanie i wnioskowanie. Przykładowe metody: burza mózgów, obserwacja, dyskusja panelowa, metoda problemowa, studium przypadku.
2. **metody ekspresji i impresji**, nastawione na emocje i przeżycia. Powodują wzrost zaangażowania emocjonalnego uczniów. Jest on efektem doznań i przeżyć związanych z wykonywaniem określonych zadań (np. gra dydaktyczna). Przykładowe metody: drama, metoda symulacyjna, mapa mózgu, metoda laboratoryjna, metoda projektu.
3. **metody graficznego zapisu**, w których proces podejmowania decyzji przedstawia się na rysunku. Zachęcają do samodzielnego podejmowania decyzji. Przykładowe metody: drzewko decyzyjne, rybi szkielet, plakat, mapa mentalna, śnieżna kula, mapa skojarzeń.

Cechą charakterystyczną wymienionych metod nauczania jest to, że uczniowie w dużym stopniu przyswajają sobie te wiadomości, w których przyswajaniu mogą bezpośrednio uczestniczyć. Najlepszą okazją do realizacji takich założeń są zajęcia w terenie, gdzie treści z zakresu wielu przedmiotów uzupełniają się. Poprzez prace terenowe uczniowie mają możliwość zdobycia nie tylko nowych wiadomości i umiejętności, ale także doskonalenia i rozwijania tych nabytych wcześniej. Bezpośredni kontakt ze środowiskiem przyrodniczym stwarza okazję do egzemplifi-

kacji procesów i praw, z którymi uczniowie spotykają się na danym poziomie kształcenia. Na lekcji w terenie uczeń uczy się patrzeć i dostrzegać, mierzyć i obliczać, porównywać i sprawdzać, porządkować i systematyzować wyniki. Niezwykle ważną cechą takich zajęć jest stworzenie sytuacji sprzyjającej samodzielności uczniów w praktycznym działaniu. Dzięki tym zajęciom uczniowie mają możliwość konfrontowania wyników swoich obserwacji z materiałami zawartymi w podręczniku, innych źródłach wiedzy oraz z wiedzą przekazywaną przez nauczyciela. „Zaleca się prowadzenie zajęć terenowych, w ramach których uczniowie mogliby samodzielnie prowadzić badania, obserwacje, analizować wyniki i generować na tej podstawie wnioski, a także proponować rozwiązania zaistniałych i dostrzeżonych problemów. Ważne jest, aby uczniowie samodzielnie dochodzili do wiedzy poprzez działanie i przeżywanie” [16]. Realizowanie zajęć terenowych posiada niewątpliwie walory poznawcze i kształcące. Ich znaczenie i rola we współczesnym procesie edukacji, spełnia bardzo ważne zadanie. Wymaga mianowicie dużego zaangażowania zarówno nauczycieli jak i uczniów, co jednocześnie sprzyja zaspokajaniu ich potrzeb i oczekiwań. Zatem społeczny kontekst zdobywania i konstruowania wiedzy indywidualnej, jednostkowej wskazuje, iż umysł ludzki stara się rozumieć i interpretować otaczającą go rzeczywistość [17].

#### **4. Badania i wnioski**

W maju 2009 Pracownia Badań i Innowacji Społecznych „Stocznia” [18], zrealizowała badanie „Wykorzystanie eksperymentów i metod aktywizujących w nauczaniu – problemy i wyzwania”. W badaniu zastosowano metody jakościowe korzystając z technik swobodnych, które w przeciwieństwie do technik ankietowych umożliwiają elastyczne reagowanie na wypowiedzi respondenta i pogłębianie pojawiających się informacji. Wykorzystanie takich technik ogranicza jednak wielkość próby, a tym samym możliwość tworzenia generalizacji na podstawie uzyskanych danych. Dlatego w raporcie nie zamieszczono jakichkolwiek zestawień liczbowych i ostrożnie używano oznaczeń częstości. W przekonaniu Autorów badań nie jest to wadą raportu, a jego zaletą, rzadko bowiem wnioski uzyskane z dużych i reprezentatywnych badań ilościowych pozwalają zrozumieć czyjeś działanie.

Kluczowym tematem poruszonym w wywiadzie z 20 nauczycielami szkół podstawowych i gimnazjalnych województwa mazowieckiego były sposoby pracy z uczniami. Nauczyciele pytani byli o wykorzystywane przez nich metody, a w szczególności, jak wykorzystują aktywizujące metody nauczania i co o nich myślą. Istotne w badaniach było również prowadzenie zajęć w sposób interdyscyplinarny i poza szkołą.

Jak wykazały badania nadal dominuje tradycyjny model kształcenia w naukach przyrodniczych opierający się na przekazywaniu wiedzy teoretycznej (referat, praca z podręcznikiem, oglądanie filmu), w mniejszym stopniu uczniowie uczeni są poprzez samodzielne dochodzenie do wniosków na drodze doświadczeń empirycznych. Mały nacisk kładziony jest również na samodzielne interpretowanie i wykorzystywanie wyników badań. Widać też wyraźnie, że pod hasłem „metody aktywizujące” kryją się diametralnie różne techniki i sposoby pracy z uczniami. Są wśród nich zarówno techniki naprawdę aktywizujące i angażujące uczniów (doświadczenie uczniowskie, przygotowanie preparatów, opieka nad zwierzętami), jak i zwykłe metody, takie jak referat. Metody angażujące i ucznia i nauczyciela, efektywne i dające dużo satysfakcji były wskazywane przez respondentów najrzadziej. Zdecydowanie częściej nauczyciele mówili o metodach znacznie prostszych i bardziej tradycyjnych: referat, krzyżówki, film edukacyjny. Najciekawsze zagadnienia, techniki, projekty pojawiają się często tylko na kółkach przedmiotowych, na które zazwyczaj uczęszcza garstka uczniów, przeważnie tych najlepszych. W wielu przypadkach koła przedmiotowe to po prostu praca ze zdolnymi uczniami, przygotowywanie ich do olimpiad czy konkursów.

Według badanych nauczycieli wykorzystywanie w pracy dydaktycznej metod aktywizujących uczniów ma kilka podstawowych celów. Po pierwsze, służy zainteresowaniu uczniów tematem, pozwala zachęcić ich do słuchania i skupić uwagę. Po drugie, nauczyciele uważają, że jest to bardzo dobry i efektywny sposób przekazywania wiedzy i wyjaśniania zjawisk. Po trzecie, dla niektórych nauczycieli metody aktywizujące stanowią swoisty rodzaj przerywnika, urozmaicenia lekcji. Po czwarte, zobaczenie czegoś na własne oczy czy samodzielne wykonanie jakiegoś doświadczenia jest dla uczniów bardzo nagradzające, z jednej strony daje im dużo satysfakcji, z drugiej pozwala lepiej zrozumieć mechanizm i procesy, o których czytają w podręcznikach lub słuchają na lekcji. Warto jednak zastanowić się, dlaczego nauczyciele wykorzystują na lekcjach tego typu



metody. Z jednej strony podstawa programowa, podręczniki i wymagania kuratorium nakładają na nauczycieli obowiązek wykorzystywania w czasie lekcji czegoś więcej, niż tylko kredy i tablice. Z drugiej strony, bardzo istotne są rosnące wymagania i oczekiwania zarówno uczniów, jak i rodziców. Nauczyciele przyznają, że mamy dzieci coraz bardziej dociekliwe, nie wystarczają już dziś metody podające, a potrzeba, żeby nauczyciel dawał od siebie więcej, niż tylko książka, zeszyt. Sięganie po metody aktywizujące wynika również z tego, że nauczyciele chcą pokazywać uczniom związek między tym, czego się uczą w szkole a realnym życiem. Uczniowie chętniej uczą się tego, co może być im przydatne w życiu. Według nauczycieli, jeśli tylko jest to możliwe, należy unikać abstrakcyjnego wyjaśniania. Zawsze warto sięgać po przykłady z życia wzięte, szczególnie docenić eksperymenty (pokazy nauczycielskie) oraz doświadczenia uczniowskie. Badając formy pracy nauczycieli z uczniami, zwracano uwagę na obecność (i nieobecność) idei interdyscyplinarności nauki oraz to, w jaki sposób może być ona przekazywana uczniom. Na podstawie przeprowadzonych wywiadów stwierdzono, że interdyscyplinarność nauki w szkołach funkcjonuje tylko na poziomie teorii, a więc w deklaracjach nauczycieli co do natury nauki. Ta wiedza rzadko przekłada się na praktykę, czyli pracę z uczniami. Pewne próby podejścia interdyscyplinarnego podejmowane są w czasie zajęć dodatkowych (kół przedmiotowych, warsztatów pozalekcyjnych). Nieliczne przykłady takich prób najczęściej związane są z ekologią. Rzadko idea interdyscyplinarności jest przekazywana w czasie lekcji. Jak sami mówią, dlatego, że nie ma na to czasu i każdy musi realizować swój program. Poza tym, podejście interdyscyplinarne więcej wymaga od uczniów, którzy przyzwyczajeni są do „szufladkowania” cegiełek wiedzy. W przypadku nauczycieli uczących przyrody w podstawówkach barierą jest też brak kompetencji do przekazywania treści fizycznych i chemicznych – przyrody uczą przeważnie absolwenci biologii. Mimo powszechnych deklaracji o interdyscyplinarności nauki, niewielu nauczycieli przekłada tę ideę na praktykę nauczania. Widać wyraźnie, że interdyscyplinarność nie stanowi dla nauczycieli kwestii, którą warto podejmować na lekcjach, a brak możliwości jej demonstrowania nie jest postrzegany jako istotny problem. Nieliczni nauczyciele, jeśli pokazują interdyscyplinarność nauki to na zajęciach dodatkowych, na lekcjach niemal wcale. Niektóre z opisanych barier można przełamać, np. poprzez przygotowanie specjalnej oferty szkoleniowej dla nauczycieli przyrody.

Jednak kluczową kwestią będzie zmiana sposobu myślenia o tym, jak należy uczyć, zmiana – na obecne warunki – rewolucyjna.

Podsumowując, wśród badanych nauczycieli nadal dominuje tradycyjny model kształcenia w naukach przyrodniczych. W mniejszym stopniu uczniowie podstawówek i gimnazjów uczeni są poprzez samodzielne dochodzenie do wniosków na drodze doświadczeń empirycznych. Sięganie po metody aktywizujące wynika również z tego, że nauczyciele chcą pokazywać uczniom związek między tym, czego się uczą w szkole, a realnym życiem. Metody aktywizujące, techniki najbardziej angażujące uczniów pojawiają się najczęściej na kółkach przedmiotowych. Ich uczestnikami są przeważnie najlepsi, najbardziej zainteresowani przedmiotem uczniowie. Nauczyciele wymieniają szereg barier, które utrudniają lub czasami wręcz uniemożliwiają im wykorzystanie na lekcji metod aktywizujących, w tym doświadczeń. Do najpoważniejszych należą: brak pomocy dydaktycznych, źle wyposażone pracownie oraz za mało godzin lekcyjnych przewidzianych na realizację poszczególnych zagadnień. Mimo powszechnych deklaracji o interdyscyplinarności nauki, niewielu nauczycieli przekłada tę ideę na praktykę nauczania. Widać wyraźnie, że interdyscyplinarność nie stanowi dla nauczycieli kwestii, którą warto podejmować na lekcjach, a bariery utrudniające jej demonstrowanie nie są postrzegane jako istotne problemy.

## Literatura

1. **Hlobil A.:** *Współczesne tendencje w psychopedagogice*. Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej, Koszalin. 2011.
2. **Szuman S.:** *Studia nad rozwojem psychicznym dziecka*. WSiP, Warszawa. 1985.
3. **Pellegrino P.:** *Sztuka wychowania*. Wydawnictwo Salezjańskie, Warszawa. 2003.
4. **Tokarz A.:** *O wzbudzaniu ciekawości. Stymulatory ciekawości i motywacji poznawczej*. Przegląd Psychologiczny, t. XXXII, nr 3 i 4. 1989.
5. **Lewis D.:** *Jak wychować zdolne dziecko*. PZWL, Warszawa. 1988.
6. **Przetacznik-Gierowska M., Włodarski Z.:** *Psychologia wychowawcza*. cz. 2, PWN, Warszawa. 2002.
7. **Dewey J.:** *Jak myślimy?* PWN, Warszawa. 1988.
8. **Parczewska T.:** *Edukacja ekologiczna w przedszkolu*. UMCS, Lublin. 2009.
9. **Łobocki M.:** *Zarys teorii wychowania*. Oficyna Wydawnicza Impuls, Kraków. 2000.

10. **Krzyżewska J.:** *Aktywizujące metody i techniki w edukacji wczesnoszkolnej*. WSiP, Suwałki. 1988.
11. **Rudniański J.:** *Sprawność umysłowa*. Wiedza Powszechna, Warszawa. 1984.
12. **Bortnowski S.:** *Nauczycielu, bądź sobą!* Briccius, Warszawa. 1992.
13. **Okoń W.:** *Wprowadzenie do dydaktyki ogólnej*. PWN, Warszawa. 1996.
14. **Kupisiewicz C.:** *Niepowodzenia dydaktyczne*. PWN, Warszawa. 1960.
15. **Okoń W.:** *U podstaw problemowego uczenia się*. PWN, Warszawa. 1965.
16. **Piotrowski E.:** *Wielopoziomowe nauczanie problemowe jako czynnik rozwoju myślenia twórczego u uczniów klasy II uzdolnionych matematycznie*. (w) *Teoretyczne odniesienia i praktyczne rozwiązania w pedagogice wczesnoszkolnej*. Red. S. Palka. s. 153, Katowice. 1994.
17. **Kaczmarek R.:** *Konstruktywizm znaczy rozwój*. (w) *Tradície a Inovácie Vo Výchove a Vzdelávaní Modernej Generácie Učiteľo*. Verbum Słowacja. 2012.
18. **Krzyżanowska Ł., Wiśnicka M.:** *Wykorzystanie eksperymentów i metod aktywizujących w nauczaniu – problemy i wyzwania*. Raport z badań. Pracownia Badań i Innowacji Społecznych, Warszawa. 2009.

## Psychopedagogical Aspects of Active Teaching of Nature

### Abstract

Environmental education is a long process, involving all areas of activity of the child (cognitive, emotional, practical), and its effect should be comprehensive knowledge of the nearest environment and skills in proper behavior and evaluate the consequences of their actions. Taking into account the cognitive development of curiosity and natural interest of students is a good way to provide them with direct contact with various objects of the environment. Nature works very strongly in the realm of sensual and emotional, unforgettable experiences, diverse and deep experience, enjoy, admire, give respite, start the process of evaluating various natural objects and nature as a whole. In the natural environment, students can compare, search, investigate, collect, organize, evaluate, measure, count, touch, smell, and admire the experiment. Under the influence of material incentives (things and phenomena), acting directly on the senses, arise in the brain, psychological processes, such as impressions, insights and ideas. Cognitive curiosity and natural interest of students can not be left to the natural course of things. They develop only through ingenious and well-implemented teaching and educational work, as a result of conscious choice of methods and forms of education based on student activity. The implementation of environmental education they provide educational paths among which the most popular activities in the field.



# **Określenie atrybutów wpływających na wartość nieruchomości niezabudowanych na tle walorów przyrodniczych w gminie Kórnik**

*Adam Zydrón*

*Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

## **1. Wstęp**

Artykuł jest próbą odpowiedzi na pytania: czy walory przyrodnicze i stan środowiska wpływają na wartość nieruchomości i jaki jest ten wpływ, czy objęcie ochroną prawną nieruchomości podnosi czy też zmniejsza jej wartość.

Nieruchomość jest dobrem szczególnym. Specyfikę nieruchomości wywołuje grupa cech fizycznych, ekonomicznych i instytucjonalno-prawnych. Analiza tych cech prowadzi do stwierdzenia, że o poziomie wartości ekonomicznej nieruchomości decydują nie tylko cechy charakteryzujące bezpośrednio daną nieruchomość, ale również czynniki tworzące szeroko pojęte otoczenie nieruchomości w tym przede wszystkim walory przyrodnicze.

Standardy Rzecznawców Majątkowych zalecają przy sporządzaniu wyceny nieruchomości uwzględniać wpływ czynników środowiskowych zarówno korzystny, jak i niekorzystny, zwłaszcza wówczas, gdy mają one większy wpływ na wycenianą nieruchomość, aniżeli na inne podobne nieruchomości.

Stan środowiska jest jednym z atrybutów nieruchomości uwzględnianym przy wycenie, wprowadzenie ochrony ogranicza swobodę korzystania z nieruchomości, występowanie obiektów chronionych (powierzchniowych, punktowych) na nieruchomości lub w jej sąsiedztwie ma znaczenie przy szacowaniu [2].

Według Bajerowskiego [1] we wszystkich poczynaniach związanych z zarządzaniem przestrzennym należy mieć na uwadze przede

wszystkim ekonomiczno-finansowe aspekty naszej działalności. Nie wolno zapominać, że każde przedsięwzięcie będzie rzeczywiście skuteczne, jeśli wraz z różnorodnymi efektami ekologicznymi zostaną osiągnięte przede wszystkim korzyści ekonomiczne a warunkiem minimum musi być relacja zwrotna – ale tylko warunkiem minimum, ponieważ planowe działanie w przestrzeni jest domeną człowieka a nie przyrody i to człowiek zarządza przestrzenią a nie odwrotnie. Żeby jednak miał czym zarządzać w przyszłości zasady zarządzania przestrzennego muszą uwzględniać zasady rozwoju zrównoważonego.

## 2. Materiał i metody badań

Obszar badań obejmował gminę Kórnik w skład, której wchodzi 23 obręby (Żerniki, Koninko, Gądko, Robakowo, Szczytniki, Dachowa, Borówiec, Szczodrzykowo, Kamionki, Runowo, Dziećmierowo, Kromolice, Pierzchno, Kórnik, Bnin, Konarskie, Biernatki, Radzewo, Skrzynki, Błazejewko, Czmoń, Czmoniec, Prusinowo).

Gmina Kórnik zlokalizowana jest w środkowej części województwa wielkopolskiego, oraz w południowo – wschodniej części powiatu poznańskiego. Północna część gminy graniczy bezpośrednio z miastem Poznań, wschodnia z gminą Kleszczewo oraz Środą Wielkopolską, południowa z kolei z gminą Zaniemyśl i gminą Śrem a z zachodu sąsiaduje z gminą Mosina.

Gmina Kórnik posiada bogate walory przyrodnicze. Rynna Kórnicko-Zaniemyska oraz lasy zlokalizowane głównie na zachód od niej oraz dolina Głuszynki i wysoczyzna morenowa posiadają funkcję rekreacyjną. W gminie Kórnik zlokalizowane są jeziora: Kórnickie, Bnińskie, Skrzyneckie Małe, Skrzyneckie Duże i Borówieckie. Lasy stanowią 26,5% powierzchni gminy i należą do kategorii lasów ochronnych. Ponadto teren gminy objęty jest ochroną w najcenniejszych jej obszarach. Najwyższą formą ochrony objęty jest odcinek doliny Warty, który jest składową częścią Rogalińskiego Parku Krajobrazowego. Przyjęcie takiego obszaru badań wydaje się uzasadnione ze względu na występowanie licznych walorów przyrodniczych i różnych form ich ochrony.

Zakres czasowy badań obejmował lata 2004–2007. Dane (ceny transakcyjne nieruchomości niezabudowanych – łącznie 760 transakcji) dla obszaru gminy Kórnik pozyskano z Powiatowego Ośrodka Dokumentacji Geodezyjno – Kartograficznej w Poznaniu (PODGiK), które

zostały następnie wprowadzone do programu Excell. Dla każdej transakcji na podstawie analizy map: topograficznej, sozologicznej, hydrograficznej, katastralnej oraz miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego określono:

- odległości nieruchomości od form ochrony przyrody i lasów,
- odległości od wód powierzchniowych,
- odległości od miasta Kórnik i Poznań,
- przeznaczenie terenu badanych nieruchomości.



**Rys. 1.** Mapa położenia gminy Kórnik

**Fig. 1.** A map of location of analyzed commune Kórnik

Następnie uporządkowane dane wg obębów i lat zostały poddane analizie dwukierunkowej określenia czynników wpływających na wartość nieruchomości niezabudowanych:

- pierwszy kierunek: obliczenie wag poszczególnych czynników,
- drugi kierunek: analiza przestrzenna.

Pierwszy kierunek polegał na analizie porównawczej w parach wybranych transakcji, które różniły się wyłącznie jedną analizowaną cechą, a pozostałe cechy były identyczne lub bardzo zbliżone do siebie. Do obliczeń wag wykorzystano relację [3]:

$$w_i = \frac{C_w - C_m}{\Delta C}$$

gdzie:

- $w_i$  – waga cechy  $i$ ,
- $C_w$  – cena jednostkowa najwyższa,
- $C_m$  – cena jednostkowa najniższa,
- $\Delta C$  – przedział zmienności cen na lokalnym rynku.

Po zestawieniu kilku par wagę analizowanej cechy możemy ustalić jako średnią otrzymanych wyników. Według przedstawionej zasady ustalone zostały wagi dla wszystkich atrybutów wpływających na wartość nieruchomości.

Drugi kierunek obejmował analizę przestrzenną określenia czynników wpływających na wartość nieruchomości niezabudowanych w tym celu wykonano w programie MapInfo Professional 9,5 mapy tematyczne:

- ilość transakcji w analizowanych obrębach i latach,
- średnie ceny za 1 m<sup>2</sup> nieruchomości niezabudowanych w zależności od przeznaczenia w mpzp,
- gęstości zaludnienia w analizowanych obrębach,
- gęstości sieci dróg głównych jako stosunek łącznej długości dróg w danym obrębie do powierzchni tego obrębu,
- atrakcyjności przyrodniczej jako średnia arytmetyczna wag z zakresu od 0–5 dla lasów i wód. Wagi zostały przypisane dla lasów na podstawie długości rzek i kanałów (bez rowów) przypadające na dany obręb.

Wykonane mapy tematyczne w postaci kartogramów miały na celu analizę przestrzenną zmian cen transakcyjnych nieruchomości niezabudowanych oraz przedstawienie wartości nieruchomości niezabudowanych w badanych obrębach, a przede wszystkim zobrazowanie kształtowania się czynników mających wpływ na ich wartość.

### 3. Wyniki badań

#### 3.1. Analiza czynników wpływających na wartość nieruchomości niezabudowanych w gminie Kórnik w latach 2004–2007 przy zastosowaniu metody porównawczej

Na podstawie wyników badań (tabela 1) można stwierdzić, że przeznaczenie w mpzp na cele budowlane wpływało na wzrost cen trans-

akcyjnych nieruchomości niezabudowanych (średnia wartość tego czynnika utrzymywała się na poziomie od 30% do 32% i była najwyższa spośród badanych atrybutów).

**Tabela 1.** Zestawienie wartości średnich wag czynników wpływających na wartość nieruchomości niezabudowanych w gminie Kórnik w latach 2004–2007

**Table 1.** A list of mean values for weights of factors affecting the value of undeveloped property in the Kórnik commune in the years 2004–2007

Cecha Attribute	Średnie wag [%] the average weights [%]				Średnie wag dla lat 2004–2007 Average weights for the years 2004–2007
	2004	2005	2006	2007	
Przeznaczenie terenu w mpzp Land function in local physical development plan	35	31	30	32	32
Odległość od Poznania Distance from Poznań	15	24	22	15	19
Odległość od Kórnika Distance from Kórnik	10	10	13	8	10
Jakość dróg dojazdowych Quality of access roads	6	7	7	9	7
Odległość od obszarów chronionych Distance from protected areas	4	2	5	8	5
Odległość od wód Distance from waters	18	20	17	18	18
Odległość od lasów Distance from forests	12	6	6	10	9
Razem [%] total sum of	100	100	100	100	100

Drugim istotnym czynnikiem wpływającym na wartość nieruchomości niezabudowanych w gminie Kórnik była odległość od Poznania. Bliskość miasta Poznania wpływa na podwyższenie cen transakcyjnych gruntów niezabudowanych (średnia waga tego czynnika wyniosła 19%).

Wpływ odległości gruntów niezabudowanych od obszarów chronionych i wód powierzchniowych jest kolejnym ważnym czynnikiem decydującym o wartości nieruchomości. W przypadku odległości od obszarów chronionych, bliskość ich powodowała spadek wartości nieruchomości. Powodem tego spadku mogą być ograniczenia w użytkowaniu

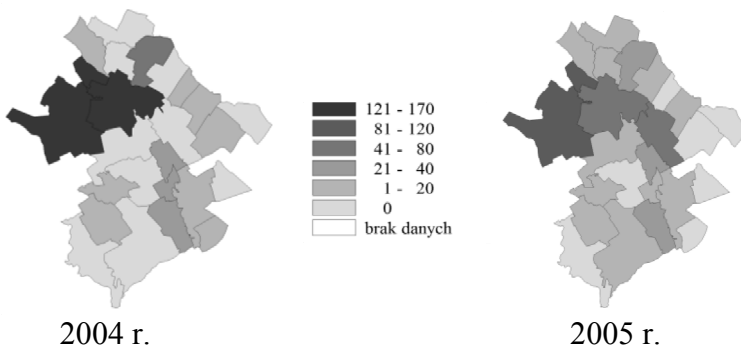


wynikające z bliskiego sąsiedztwa obszarów chronionych. Średnia waga tego czynnika wyniosła 5%.

Odległość od wód powierzchniowych wpływała dodatnio na wartość nieruchomości (waga cechy 18%) związane jest to przede wszystkim z różnorodnością przyrodniczą i dużą atrakcyjnością towarzyszącą obszarom przyrodnym. Podobnie jak w przypadku wód powierzchniowych dodatnio na wartość nieruchomości wpływa sąsiedztwo lasów (średnia waga cechy 9%). Na wartość nieruchomości wpływ ma również odległość od siedziby gminy miasta Kórnik (średnia waga tej cechy 13%) oraz jakość dróg dojazdowych (średnia waga cechy 5%).

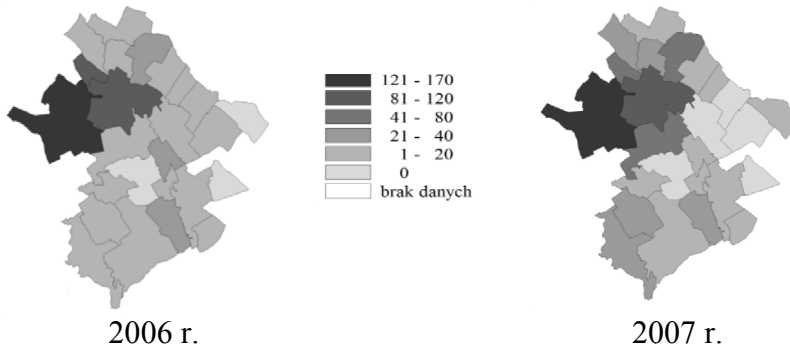
### 3.2. Analiza przestrzenna czynników wpływających na wartość nieruchomości niezabudowanych oraz liczba transakcji w gminie Kórnik w latach 2004–2007

Z przeprowadzonej analizy przestrzennej liczby transakcji nieruchomości niezabudowanych w latach 2004–2007 (rys. 2, 3) można zauważyć, że największy wzrost liczby transakcji we wszystkich latach można zaobserwować w obrębach zlokalizowanych w północno-zachodniej części gminy Kórnik (obreby: Kamionki, Borówiec, Koninko, Szczytniki, Żerniki, Gądky, Skrzyńki).



**Rys. 2.** Liczba transakcji nieruchomości niezabudowanych w gminie Kórnik

**Fig. 2.** The number of transactions for undeveloped properties in selected commune in the years



**Rys. 3.** Liczba transakcji niezabudowanych w gminie Kórnik

**Fig. 3.** The number of transactions for undeveloped properties in selected commune in the years

Na podstawie map tematycznych średnich cen za 1 m<sup>2</sup> gruntów przeznaczonych na cele budowlane w latach 2004–2007 (rys. 4) i średnich cen za 1 m<sup>2</sup> gruntów przeznaczonych na cele rolne w latach 2004–2007 (rys. 5). można stwierdzić, że najwyższe ceny transakcyjne zarówno o przeznaczeniu budowlanym i rolnym występują na północnym i północno-zachodnim obszarze gminy. Dodatkowo ceny gruntów przeznaczonych w mpzp pod budownictwo wzrastają w pobliżu lokalizacji miasta Kórnik, a także w paśmie rynny Kórnicko-Zaniemyskiej. Tereny wschodnie oraz południowe gminy charakteryzują się niższymi cenami transakcyjnymi.



**Rys. 4.** Mapa średnich cen za 1 m<sup>2</sup> gruntów przeznaczonych na cele budowlane w latach 2004–2007

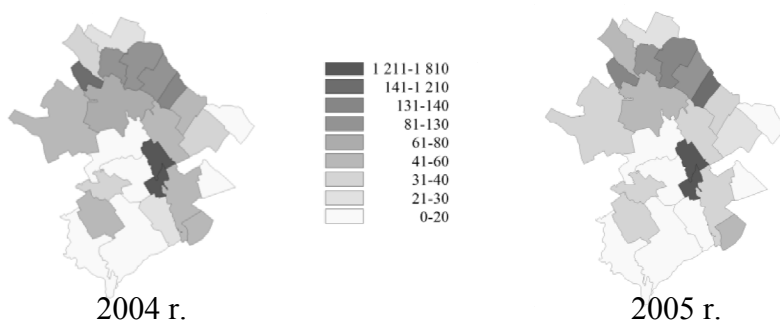
**Fig. 4.** A map mean price for 1 square meter of undeveloped properties in analysed commune destined for building purposes in the years 2004–2007



**Rys. 5.** Mapa średnich cen za 1m<sup>2</sup>gruntów przeznaczonych na cele rolne w latach 2004–2007

**Fig. 5.** A map mean price for 1 square meter of undeveloped properties in analysed commune destined for agricultural purposes in the years 2004–2007

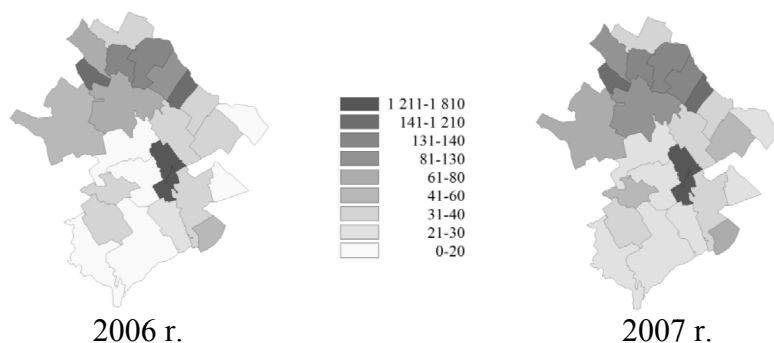
Na podstawie rysunków 6 i 7 gęstości zaludnienia w latach 2004–2007 można stwierdzić, że liczba ludności stale wzrastała a porównując gęstość zaludnienia ze średnimi cenami gruntów niezabudowanych (rys. 4, 5) i liczbą transakcji (rys. 2, 3) widać zależność (im większa gęstość zaludnienia tym wyższe ceny transakcyjne osiągnęte za nieruchomości niezabudowane w gminie Kórnik i większa ilość transakcji).



**Rys. 6.** Gęstość zaludnienia w obrębach gminy Kórnik w latach 2004–2005

**Fig. 6.** Population density within the Kórnik commune in 2004–2005

Największa gęstość zaludnienia w gminie Kórnik w latach 2004–2007 wystąpiła w północno-zachodniej części gminy oraz w pobliżu miasta Kórnik. Powyższe analizy dotyczące liczby zawartych transakcji oraz średnich cen za 1m<sup>2</sup> podobnie wykazały, że północno-zachodni obszar gminy charakteryzuje się najwyższymi średnimi wartościami gruntów niezabudowanych.



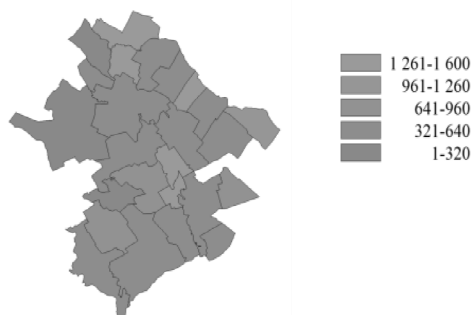
2006 r.

2007 r.

**Rys. 7.** Gęstość zaludnienia w obrębach gminy Kórnik w latach 2006–2007

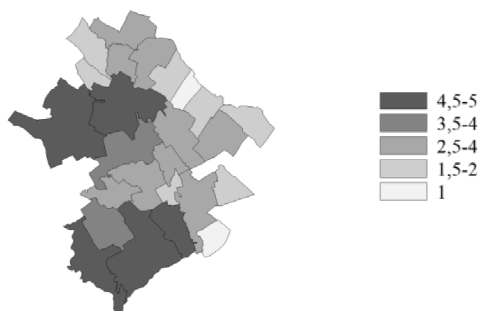
**Fig. 7.** Population density within the Kórnik commune in 2006–2007

Analizując gęstość sieci dróg (rys. 8) można zauważyć, że największe zagęszczenie sieci dróg w gminie Kórnik stwierdzono w obrębach Gądki, Dachowa oraz Kórnik. Tak wysoki stopień zagęszczenia wynika z faktu, iż obręby te zajmują małe powierzchnie przy dobrze rozwiniętej sieci dróg. Gęstość sieci dróg tylko w pewnym stopniu przekłada się na ceny transakcyjne nieruchomości niezabudowanych. Dotyczy to głównie obrębów najbardziej wysuniętych na północ i zlokalizowanych w pobliżu Kórnika gdzie zarówno wartości cen transakcyjnych jak i gęstości sieci dróg są wysokie. Mimo zanotowanych wysokich wartości cen nieruchomości niezabudowanych w północno-zachodniej części gminy, zagęszczenie sieci dróg mieściło się w dolnym przedziale wartości. Wynika to z faktu dużej powierzchni tych obrębów w stosunku do liczby dróg (obruby: Kamionki, Borówiec, Skrzyńki).



**Rys. 8.** Gęstość sieci dróg w gminie Kórnik

**Fig.8.** Density of road network in the Kórnik commune



**Rys. 9.** Kartogram atrakcyjności przyrodniczej na obszarze gminy Kórnik  
**Fig. 9.** Cartogram of nature attractiveness in the Kórnik commune

Z przeprowadzonej analizy kartogramu atrakcyjności przyrodniczej (rys. 8) wynika, że najbardziej atrakcyjnymi obrębami pod względem przyrodniczym są: Kamionki, Borówiec, Czmoniec, Czołowo, Błażejewko, Radzewo, Skrzynki. Wysokie wartości atrakcyjności przyrodniczej tych obszarów związane są z występowaniem na terenie tych obrębów dużej powierzchni lasów oraz licznych cieków i jezior. Zachodnia część gminy odznacza się największą lesistością, występują tu również liczne formy ochrony przyrody oraz tereny nadwarciańskie i Rogaliński Park Krajobrazowy. Wschodnia część gminy odznacza się bardzo niskim stopniem lesistości, a dodatnia wartość atrakcyjności przyrodniczej określona jest na podstawie występowania wód powierzchniowych. Porównując średnie ceny transakcyjne nieruchomości niezabudowanych (rys. 4, 5) i liczbę transakcji (rys. 2, 3) z atrakcyjnością przyrodniczą gminy (rys. 9) można stwierdzić, że obszary atrakcyjne przyrodniczo podnoszą wartość nieruchomości jak również na tych obszarach można odnotować większą ilość transakcji w stosunku do terenów mniej atrakcyjnych przyrodniczo.

#### 4. Wnioski

Analiza atrybutów mających istotny wpływ na kształtowanie się cen transakcyjnych nieruchomości niezabudowanych w gminie Kórnik wykazała, że:

- największy wpływ i najwyższą wagę cechy (32%) posiada przeznaczenie w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego. Przeznaczenie terenu na cele budowlane zwiększa ceny transakcyjne nieruchomości niezabudowanych w stosunku do gruntów o przeznaczeniu rolnym.

- odległość od miasta Poznań wpływa na wartość nieruchomości niezabudowanych (im mniejsza odległość tym większa waga cechy 19%),
- odległość od wód powierzchniowych podnosi wartość nieruchomości (im mniejsza odległość tym wartość nieruchomości większa, chodzi tu głównie o występowanie jezior na badanym obszarze co wiąże się z wykorzystaniem rekreacyjnym tych zbiorników, nie występują rzeki, które mogą powodować zagrożenie powodziowe – waga cechy 18%).
- odległość od ośrodka urzędu gminy miasta Kórnik podnosi wartość nieruchomości (im mniejsza odległość tym wartość wyższa dotyczy tych nieruchomości, które są w najbliższym sąsiedztwie do 5 km w dalszej odległości w kierunku Poznania oddziaływania zmniejsza się – waga cechy 10%),
- odległość od lasów zwiększa wartość nieruchomości (bliskie sąsiedztwo lasów podnosi wartość nieruchomości – waga cechy 9%),
- jakość dróg dojazdowych i dostępność komunikacyjna podnoszą wartość nieruchomości – waga cechy 7%,
- odległość od obszarów chronionych obniża wartość nieruchomości – waga cechy 5% (obniżenie wartości nieruchomości wiąże się z ograniczeniami w użytkowaniu na obszarach objętych ochroną i w ich najbliższym sąsiedztwie).

Badania wykazały również, że największe zagęszczenie ludności występuje w północno-zachodniej części gminy oraz w mieście Kórnik. W obrębach o dużej gęstości zaludnienia obserwujemy wysoką ilość zawieranych transakcji oraz wyższe ceny transakcyjne.

## Literatura

1. **Bajerowski T. (red):** *Zarządzanie przestrzenne. Teoretyczne i praktyczne aspekty prognozowania finansowych skutków opracowań planistycznych.* Wydawnictwo Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego. Olsztyn 2008.
2. **Cymermann R. (red):** *Wycena nieruchomości a ochrona środowiska (ekologiczne uwarunkowania wyceny nieruchomości).* Wydawca Educaterra. Olsztyn 2000.
3. **Dydenko J. (red):** *Szacowanie nieruchomości.* Dom Wydawniczy ABC. Kraków 2006.

## **Identification of Factors Affecting Value of Undeveloped Properties Against Natural Values in Kórnik Commune**

### **Abstract**

The aim of the study was to analyse the effect of nature value on the value of undeveloped property based on the Kórnik commune. The analysis was conducted in two aspects: (1) to calculate weights of individual characteristics by comparing pairs of undeveloped landed properties, and (2) to conduct spatial analyses using the MapInfo Professional 9,5 program, in which thematic maps were prepared, presenting analysed attributes affecting the value of undeveloped property.

Analyses made it possible to determine the effect of individual factors on the value of undeveloped property. The greatest effect on the value of undeveloped property (increasing the value) was found for land function in the local physical development plan (weight of the characteristic 32%), distance from the city of Poznań (weight of the characteristic 19%), distance from surface waters (weight of the characteristic 18%), distance from the town of Kórnik (weight of the characteristic 10%), quality of access roads (weight of the characteristic 7%) and distance from forests (weight of the characteristic 9%). In contrast, the vicinity of protected areas decreased the property value (weight of the characteristic 5%), which was caused by the limitations in the use of these areas.



## Psychopedagogiczny wymiar ekofilozofii w świetle idei zrównoważonego rozwoju

*Renata Kaczmarek*  
*Politechnika Koszalińska*

### 1. Wstęp

Idea zrównoważonego rozwoju bezpośrednio nawiązuje do postulatów i działań, które w potocznym rozumieniu kojarzone są z ekologią. I nie chodzi tylko o ochronę szeroko rozumianej przyrody przed człowiekiem, ale właśnie dla człowieka. W 1987 r. ONZ-owska Komisja Środowiska i Rozwoju pod kierownictwem norweskiej minister ochrony środowiska Gro Brundtland opublikowała raport „Nasza Wspólna Przyszłość”. W raporcie tym po raz pierwszy pojawiła się koncepcja zrównoważonego rozwoju.

W Polsce pojęcie zrównoważonego rozwoju jest często definiowane jako równowaga pomiędzy trzema obszarami życia człowieka: sferą ekonomiczną (rozwój gospodarczy i sprawiedliwy podział korzyści z niego wynikających), społeczną (stały rozwój społeczny, dostęp do edukacji i służby zdrowia) i środowiskiem naturalnym (racjonalna gospodarka zasobami środowiska, ograniczanie jego zanieczyszczenia). Koncepcja ta wiąże ze sobą każdą ze sfer życia człowieka. Jej celem jest wypracowanie takiego modelu życia, który zapewni nam oraz naszym potomkom bezpieczną przyszłość. Jest to także jeden z istotnych powodów, które zdają się potwierdzać konieczność szerszego i pogłębionego wychowania ekologicznego, obejmującego dydaktykę, popularyzację wiedzy, a przede wszystkim praktykę przejawiającą się działaniu. Jesteśmy świadkami niszczenia gatunków roślin i zwierząt oraz szaty roślinnej poprzez wyręby, wypalanie, chemizację, osuszanie oraz wszechogarniającą pogoń za dobrami, których posiadanie nie zawsze jest koniecznością życiową, a jedynie rozbudzoną w nas potrzebą konsumpcyjną.



## 2. Elementy wspólne zrównoważonego rozwoju, ekofilozofii i psychopedagogiki

Ideą edukacji na rzecz zrównoważonego rozwoju jest dążenie do osiągnięcia równowagi pomiędzy społecznym i ekonomicznym dobrem oraz kulturą, tradycją i ochroną zasobów naturalnych Ziemi. Edukacja na rzecz Zrównoważonego Rozwoju podkreśla potrzebę respektowania godności ludzkiej, poszanowania różnorodności, ochrony środowiska naturalnego i zasobów naszej planety.

Edukacja na rzecz zrównoważonego rozwoju realizuje następujące cele:

1. Kształtowanie pełnej świadomości i budzenie zainteresowania społeczeństwa wzajemnie powiązаныmi kwestiami ekonomicznymi, społecznymi, politycznymi i ekologicznymi.
2. Umożliwienie każdemu człowiekowi zdobywania wiedzy i umiejętności niezbędnych dla poprawy stanu środowiska.
3. Tworzenie nowych wzorców zachowań, kształtowanie postaw, wartości i przekonań jednostek, grup i społeczeństw, uwzględniających troskę o jakość środowiska [9].

Stan wiedzy ekologicznej społeczeństwa wydaje się poprawiać, niestety nie nadąża on za zagrożeniami. Idea zrównoważonego rozwoju może stać się próbą całościowego ujęcia problemu ochrony środowiska, która dość długo traktowana była fragmentarycznie i akcyjnie. Przed szeroko rozumianą edukacją zarysowują się pilne zadania, którymi są: szeroka edukacja w zakresie zagadnień i problemów dotyczących ekologii i środowiska oraz intensywne powiązanie owych zagadnień z humanistycznymi treściami obejmującymi m.in. filozofie, socjologię, psychologię oraz pedagogikę.

Wśród wielu teorii rozwoju człowieka na szczególną uwagę w związku z podjętym tematem zasługuje czteroczynnikowa teoria rozwoju, która uwzględnia równoczesne działanie w toku rozwoju czterech dynamizmów: społeczne działanie wychowawcze ETHOS; naturalny rozwój wychowanka BIOS; wychowawcze zbliżenie wychowanka do ideału nowego człowieka AGOS; ukształtowanie postaw wychowanków wobec przyszłego życia LOS. Fundamentalne znaczenie w rozwoju człowieka zdaje się mieć Bios (z gr. bios – życie) [16] będący siłą napę-

dową, czyli naszym wyposażeniem genetycznym, cięższą fizyczną ale także jej brakiem. Z potencjałem biosu związane są wszystkie stany fizyczne i psychiczne w zakresie normalnych reakcji oraz ich zaburzeń. To właśnie bios odpowiedzialny jest za utrzymanie równowagi zdrowia fizjologicznego i psychicznego, w wielu obszarach jego funkcjonowania nie mamy wpływu na jego strukturę, ale rozwój wiedzy i naszej świadomości sprawia, że pojawiają się pytania o kondycję naszego biosu szczególnie w aspekcie naszych, tj. ludzkich zaniedbań i szkodliwych działań skutkujących zanieczyszczeniem wody, powietrza, przetwarzaniem żywności i wielu innych odbijających się na naszym zdrowiu. Kolejnym dynamizmem jest Ethos (z gr. ethos – obyczaj, przyzwyczajenie) [16] zawierający w sobie działania podejmowane przez ludzi wobec młodszego pokolenia mające na celu przygotowanie dzieci i młodzieży do życia w określonym społeczeństwie. Przekazywanie norm zwyczajowych, moralnych, estetycznych ma na celu przygotowanie ludzi do pełnienia określonych ról społecznych, jak widać ethos ma wyraźny rys socjalizacyjny. Trzecim dynamizmem rozwojowym jest Agos (z gr. ago – prowadzę) [5] wymienione wcześniej dwa dynamizmy wymagają wsparcia i uzupełnienia o profesjonalną edukację, której celem jest wszechstronny rozwój młodego pokolenia. W oddziaływaniu agosu pierwszo planowane miejsce przypada szkole, której działalność dydaktyczna, wychowawcza i opiekuńcza wprowadza młode pokolenia w świat wartości, wiedzy, kultury. Czwarty dynamizm określony przez S. Kunowskiego jako „najbardziej tajemniczy i nieobliczalny” [5] to los, definiowany przez autora jako „ciosy lub uśmiechy fortuny(...), które narzucają nam rodziców, wyposażenie dziedziczne, układają koleje i warunki życia jako dolę szczęśliwą lub niedolę, tak w biografii jednostek ludzkich, jak też w historii narodów i ludzkości” [5].

Znaczenie środowiska, rozumianego jako biosfera w skład której wchodzi: klimat, przyroda, zwierzęta i rośliny, w rozwoju człowieka podejmowali m.in. Arystoteles, podkreślający znaczenie natury, przyzwyczajenia, rozumu oraz J.J. Rousseau uznany za ojca naturalizmu. Wprawdzie każdy z nich inaczej rozumiał środowisko i naturę, przypisywał tym pojęciom inny zakres oddziaływań elementem wspólnym było jednak podkreślenie, iż człowiek jest związany z naturą. Dorobek filozofii zajmującej się zagadnieniami przyrody zaowocował wielowiekowym namysłem i licznymi pracami z zakresu filozofii przyrody. Zagadnienia

związku człowieka z przyrodą, ich znaczenie i interpretacja w kontekście filozofii znalazły swe odzwierciedlenie w ekofilozofii ściśle związanej z ideą zrównoważonego rozwoju. J. M. Dołęga zaproponował następującą definicję tego terminu „ekofilozofia to w najogólniejszym rozumieniu, nauka filozoficzna o środowisku (...) przyrodniczym i społecznym, czyli o ekosystemie ziemskim i jego otoczeniu z aspektami teoretycznymi i praktycznymi” [2]. Zaprezentowanie omówionych przez autora koncepcji ekofilozofii przekraczałoby ramy niniejszej publikacji, istotnym dla dalszych rozważań będzie przybliżenie problematyki ekofilozofii. J.M. Dołęga wyróżnił cztery podstawowe zakresy stanowiące zasadniczą strukturę tej nauki: problematyka ogólnofilozoficzna, antropologiczna, aksjologiczna i edukacyjna. W zakresie problemów ogólnofilozoficznych ekofilozofia podejmuje zagadnienia dotyczące aktualnego stanu środowiska, źródeł zmian w nim zachodzących, jego wpływu na życie i zdrowie człowieka, jak również szukanie podstaw filozoficznych ochrony tego środowiska. Antropologiczny wymiar ekofilozofii dotyczy człowieka w sensie indywidualnym i zbiorowym, ontogenetyczne rozważania koncentrują się na genetyce człowieka i jej zmianach oraz coraz szerzej wkraczającej w życie współczesnych ludzi inżynierii genetycznej i bioetyce. W aspekcie zbiorowym zaś antropologiczny charakter mają problemy demograficzne i zagadnienia migracji ludności. Aksjologiczna problematyka ekofilozofii dotyczy zdrowia i życia człowieka rozumianych jako wartości najwyższe i środowiska interpretowanego jako wartość podstawowa i dobro wspólne. Edukacyjny wymiar ekofilozofii dotyczy filozoficznych podstaw wychowania i kształcenia w rodzinie, w szkole, w mediach, w systemach religijnych, organizacjach społecznych, które pozwolą kształtować osobowość i świadomość ekologiczną ludzi [2].

Zaprezentowane dynamizmy rozwojowe i podział ekofilozofii posiadają wspólne przenikające się obszary zainteresowań, którymi są: środowisko naturalne – natura, zdrowie rozumiane jako wartości, świadomość własnych możliwości wynikająca z wiedzy oraz działanie będące realnym aktem wpływu na życie jednostek i grup społecznych. Potwierdza się tym samym pogląd W. Trybalskiego, który podkreśla znaczenie i wagę nauk humanistycznych dysponującymi dużymi możliwościami w zakresie kształtowania świadomości, kreowania postaw i motywacji w zakresie humanizmu ekologicznego [17].

### 3. Środowisko naturalne, czyli nasz Los w naszych rękach

Przez środowisko naturalne człowieka, określane także jako środowisko przyrodnicze, należy rozumieć całokształt ożywionych i nieożywionych składników przyrody, ściśle ze sobą powiązanych, otaczających organizmy żywe. Potocznie przez środowisko rozumie się wszystko, co nas ludzi otacza: powietrze, woda, ziemia, zwierzęta. Natomiast pedagogiczna interpretacja pojęcia środowiska obejmuje „elementy otaczającej struktury przyrodniczej, społecznej i kulturalnej, które działają na jednostkę stale lub przez dłuższy czas, albo krótko, lecz ze znaczną siłą jako samorzutny lub zorganizowany system kształtujących ją podmiot” [19]. Elementy struktury przyrodniczej to dzieła samej przyrody jej zasoby, fauna i flora, natomiast środowisko społeczne to otaczający nas ludzie i stosunki społeczne, w jakich uczestniczymy. Środowisko kulturowe to składniki dorobku historycznego i cywilizacyjnego człowieka, które można rozpatrywać z punktu widzenia wytworów szeroko rozumianej kultury i sposobów ich przeżywania. Zakres oddziaływań wymienionych środowisk wzajemnie się przenika. Zainteresowanie wzajemnym oddziaływaniem środowiska i człowieka odnaleźć można już w starożytności, zasadniczo żadna z epok nie kwestionowała tegoż znaczenia, ale nieco odmiennie je interpretowała. Przykładem owych różnic może być rozpatrywanie znaczenia środowiska dla rozwoju człowieka przez pryzmat teorii ewolucji. Stanowisko to zakłada, że potencjał genetyczny człowieka stanowi rezultat ewolucji, w którym jedne formy ulegają znikowi a inne przekształcane są w formy jakościowo wyższe. Zatem organizowanie i wykorzystanie środowiska polegać powinno na stworzeniu możliwie najlepszych warunków do rozwoju człowieka. Znaczący wkład w interpretację omawianego zagadnienia wniosła również socjologia, na gruncie, której początkowo ścierały się dwa odmienne stanowiska. Pierwsze z nich definiowało środowisko jako statyczny i niezmienny czynnik oddziałujący na życie ludzi, natomiast drugie stanowisko dynamiczne podkreślało centralną rolę człowieka w przetwarzaniu i kształtowaniu otaczającego go świata. Jak pokazuje rozwój współczesnego świata drugie ze stanowisk jest bliższe prawdy. Rozważając wpływ człowieka na środowisko nie sposób pominąć szeroko rozumianego rozwoju techniki i przemysłu, który oddziałuje na życie ludzi, ich pracę, zdrowie, edukację a nawet czas wolny. Paradoksem jest, że to, co miało lub nadal

ma nam pomagać staje się w coraz większym stopniu zagrożeniem. Brak ruchu, wysoko przetworzona żywność, zanieczyszczenie wody i powietrza, chemizacja są przyczyną wielu chorób cywilizacyjnych oraz podnoszonych problemów ekologicznych związanych z niszczeniem środowiska naturalnego. Ekologia to nauka o strukturze i funkcjonowaniu przyrody, zajmująca się badaniem oddziaływań pomiędzy organizmami a ich środowiskiem oraz wzajemnie między tymi organizmami [12]. Człowiek jest częścią natury, reguły panujące w przyrodzie dotyczą zdrowia człowieka, zatem wszystko, co jest przedmiotem ekologii na poziomie makro i mikro dotyczy ludzi. Szczególnego znaczenia nabiera zatem kształcenie w zakresie wiedzy i umiejętności prawidłowego przeobrażania środowiska naturalnego i miejsca człowieka w owych przeobrażeniach.

#### **4. Zdrowie jako kategoria Biosu i jego wartość**

Zdrowie to „stan pełnego, dobrego samopoczucia fizycznego, psychicznego i społecznego, a nie wyłącznie brak choroby lub niedomagania (ułomności)” [18]. W ostatnich latach definicja ta została uzupełniona o sprawność do prowadzenia produktywnego życia społecznego i ekonomicznego a także o wymiar duchowy. Rozpatrując zaprezentowaną definicję w kontekście zrównoważonego rozwoju należy podkreślić, iż zanieczyszczenie środowiska życia człowieka stwarza duże zagrożenie dla jego układu odpornościowego. Układ ten jest odpowiedzialny za rozpoznawanie obcych elementów usiłujących przedostać się do organizmu, ma za zadanie bronić go przed zakażeniami i wirusami. Posiadana przez współczesną medycynę wiedza potwierdza, że układ odpornościowy jest bardzo wrażliwą strukturą, którą mogą znacząco osłabić czynniki ryzyka znajdujące się w powietrzu, w wodzie w pożywieniu. Uszkodzenie systemu obronnego przyczynia się do zwiększonej zapadalności na choroby infekcyjne i nowotworowe. Innym aspektem w rozpatrywaniu zdrowia mogą być substancje chemiczne, które ludzie wprowadzają do swych organizmów celowo, mam tu na myśli substancje uzależniające takie jak narkotyki, alkohol czy nikotyna; problemom związanym z tym zagadnieniem poświęcono już wiele uwagi, dlatego w tym miejscu zostaną one tylko zasygnalizowane. Przytoczona definicja zdrowia akcentuje znaczenie sfery duchowej człowieka, która często bywa zaniedbywana, traktowana powierzchownie jako ta niewidoczna i mało znacząca. Tymczasem

dobrostan człowieka to spłot fizyczności z jego wnętrzem bez względu na to jak owo wnętrze nazywamy duch, jaźń czy świadomość. Zachowanie obu tych sfer w równowadze to coraz trudniejsze zadanie dla współczesnego człowieka uwikłanego w pośpiech, niepewność jutra, pogoń za dobrami, rywalizację. Zadanie staje się jeszcze trudniejsze, gdy uświadomimy sobie przyrodnicze konsekwencje tych zjawisk: intensywna eksploatacja naturalnych zasobów, nadmierna produkcja i konsumpcja u jednych i ubóstwo u innych, brak refleksji dotyczącej przyszłości tej bliskiej i dalekiej, degradacja środowiska naturalnego. Zagadnieniami zdrowia na gruncie nauk pedagogicznych zajmuje się pedagogika zdrowia będąca szczegółową dyscypliną pedagogiczną z odrębną teorią nauczania o zdrowiu i teorią wychowania zdrowotnego [14]. Podstawowym celem pedagogiki zdrowia jest wyposażenie ludzi w wiedzę dotyczącą szeroko rozumianego zdrowia, wykształcenie i promowanie zachowań prozdrowotnych oraz wzbudzenie odpowiedniej motywacji do podejmowania takich działań. Z uwagi na treść zainteresowań i cele formułowane na gruncie pedagogiki zdrowia, zarysowują się dwie perspektywy oddziaływań pierwsza z nich dotyczy znaczenia zdrowia dla procesów wychowania i kształcenia, druga dotyka promocji zdrowia realizowanej przez nauczycieli, edukatorów oraz lekarzy, w ramach działań edukacji zdrowotnej. Przez edukację zdrowotną należy rozumieć „formę działalności praktycznej, realizowanej przez wiele podmiotów instytucjonalnych, opartą na dorobku różnych nauk, a szczególnie pedagogiki, będącej jej teoretyczną podstawą [14]. Celem edukacji zdrowotnej jest uświadomienie znaczenia środowiska fizycznego i społecznego oraz zachowań zdrowotnych, stylu życia dla naszego zdrowia. Przykładowymi treściami wychowania zdrowotnego są: ochrona zdrowia, zapobieganie chorobom, treści dotyczące zasad bezpieczeństwa, higiena otoczenia, żywienia, elementy ratownictwa, promocja zachowań prozdrowotnych związanych z prawidłowym odżywianiem, organizacją czasu wolnego, aktywnym wypoczynkiem, aktywnością fizyczną oraz ekoedukacja. Relacja człowiek – środowisko jest bowiem podstawową, znaczącą płaszczyzną zdrowia, w której człowiek funkcjonuje. Zagadnienia dotyczące ekoedukacji zaprezentowane będą w dalszej części rozważań.

Termin wartości jest pojęciem wieloznacznym, nieco odmiennie rozumianym na gruncie różnych dziedzin nauki posługujących się nim. Wartości to „wszystko to, co cenne, godne pożądania i wyboru; co sta-

nowi ostateczny cel ludzkich dążeń” [1]. Literatura filozoficzna proponuje wiele klasyfikacji wartości, które mogą przybierać postać: idei, przedmiotów, myśli, postaw, koncepcji, przeżyć psychicznych, mogą też być duchowe i materialne, wszystkie one prowadzą do wartości uniwersalnych, którymi są prawda, dobro i piękno. Wartościami, ich hierarchią, kategoriami szczególnie interesuje się aksjologia, będąca w ogólnym znaczeniu teorią wartości.

Zdrowie zajmuje wysoką pozycję w hierarchii wartości jako pożądanego dobro, którego wartość wzrasta w sytuacji znaczącej jego utraty, waha się gdy zdrowie i inne wartości konkurują ze sobą, maleje a nawet znika w sytuacjach którym towarzyszą zachowania ryzykowne. Warto w tym miejscu podkreślić, że aksjologiczny wymiar zdrowia może być konstruowany przez każdego z nas w dwojaki sposób. Pierwszy sposób dotyczy lokowania kategorii naszego zdrowia w osobistej hierarchii wartości, drugi sposób dotyczy postrzegania zdrowia naszych najbliższych i przypisywania mu określonego miejsca w naszej hierarchii, np. troska rodziców o zdrowie dziecka zajmuje bardzo wysoką pozycję w hierarchii ich wartości przy równoczesnym częściowym, chwilowym przesunięciu zdrowia rodziców na dalszy plan. I. Kuźniak badał wartości preferowane przez współczesną młodzież [6], wśród takich kategorii jak rodzina, dobro, miłość, wiara, przyjaźń, miłość, szczęście, kariera zawodowa, pieniądze, honor, ojczyzna, przyjemności, zdrowie znalazło się na trzecim miejscu, co potwierdza aksjologiczny charakter zdrowia.

Należy zaznaczyć, że aksjologia jest obecna we wszystkich wymiarach, zarówno ekofilozofii jak i w dynamizmach rozwojowych. To właśnie dzięki refleksji aksjologicznej możemy przedstawić i odpowiednio uzasadnić hierarchię wartości respektującą potrzeby rozwojowe współczesnego człowieka oraz potrzeby szeroko rozumianej przyrody. W. Trubulski uważa, że właśnie sformułowanie przesłanek aksjologicznych stanowić będzie podstawy etyki środowiskowej, której głównym zadaniem będzie „obrona świata przyrodniczego przed ludzką agresją i działaniami destrukcyjnymi z jednej strony, a z drugiej – obrona człowieka jako jednostki i gatunku przed powodowanymi przez niego samego zagrożeniami ekologicznymi” [17]. Etyka ekologiczna nazywana również środowiskową lub ekoetyką to dział bioetyki obejmujący zagadnienia związane ze stosunkiem człowieka do przyrody ożywionej i nieożywionej, (...) jej przedmiotem są wartości, zasady, imperatywy i nor-

my, które regulują lub mogłyby regulować ten stosunek. Z. Hull zaproponował klasyfikację wartości ekologicznych, w której wyróżnił: wartości służące podtrzymywaniu życia (woda, powietrze, gleba), wartości, które służą przyrodzie takie jak umiarkowanie w konsumpcji, racjonalne wykorzystanie środowiska naturalnego, czyli odpowiedzialność za środowisko, oraz wartości odnoszące się do różnych sfer aktywności ludzkiej, w których – jak podkreśla autor – dominujące miejsce zajmuje odpowiedzialność międzypokoleniowa, demograficzna, solidarność międzyludzka, odpowiedzialność za wyrządzone szkody ekologiczne [11]. W aspekcie aksjologicznym odpowiedzialność rozumieć można jako odpowiedzialność dotyczącą czasu przeszłego a więc za zdarzenia, które już się wydarzyły, lub za kogoś. Innym wymiarem odpowiedzialności jest odpowiedzialność określana jako kontraktowa, która ustanawiana jest sztucznie przez nadanie lub przyjęcie jakiegoś zadania, oraz przez fakt posiadania określonych kompetencji i rozumienie swych powinności i zadań [3]. Respektując powyższe interpretacje podkreślić należy, iż odpowiedzialność na gruncie zrównoważonego rozwoju przybiera konkretny kształt dotyczący przeszłości (co się już wydarzyło?), teraźniejszości (co czynimy aktualnie?) i przyszłości (jak będzie wyglądać środowisko, co pozostawimy następnym pokoleniom?). Podobną interpretację postaw odpowiedzialności w procesie wychowania prezentuje B. Suchodolski, podkreślając szczególną istotność interpretacji kategorii odpowiedzialności, która jest związana nie tylko z przeszłością, ale również z kształtowaniem przyszłości. Interpretacja ta zdaniem autora wskazuje na liczne zadania, jakie stoją przed szeroko rozumianą edukacją [1]. Kształtowanie odpowiedzialności i świadomości ekologicznej nierozdzielnie związane jest z edukacją, w procesie tym, jak w soczewce skupiają się zarówno dynamizmy rozwojowe, jak również edukacyjny wymiar ekofilozofii.

## 5. Świadomość ekologiczna rezultatem Ethosu

Przez świadomość należy rozumieć „wewnętrzny, subiektywny stan zdawania sobie sprawy (z czegoś) lub domenę umysłu zawierającą doznania, spostrzeżenia i wspomnienia, których ktoś jest świadom w danym momencie” [13]. Psychologiczny wymiar świadomości dotyka takich zagadnień, jak zdolność do samoobserwacji, refleksji i wrażliwo-



ści na doznania płynące z otoczenia przyrodniczego i od innych ludzi. Człowiek będący podmiotem społecznym stworzył znany nam świat w oparciu o swój potencjał intelektualny i środowisko naturalne, które w tym procesie znacznie ucierpiało. A. Papuziński analizując świadomość ekologiczną podkreśla, że w wąskim znaczeniu świadomość ekologiczna to poglądy, wiedza i wyobrażenia o środowisku. Natomiast znaczenie szerokie świadomości ekologicznej obejmuje całokształt uznawanych idei, wartości i opinii o środowisku jako miejscu rozwoju i życia człowieka [10]. Innym podziałem korespondującym z przedstawionym jest propozycja M. Mirowskiego, który wyróżnił dwie sfery świadomości. Pierwsza z nich to sfera opisowo-techniczna zawierająca ogólną wiedzę o przyrodzie i biosferze oraz wiedzę na temat zagrożeń i ochrony przyrody. Druga sfera to sfera aksjologiczno-normatywna zawierająca system wartości i norm moralnych oraz postawy wobec przyrody [8]. Badania poświęcone świadomości ekologicznej ukazują złożoność problemu, prezentacja szczegółowych wyników przekraczałaby ramy niniejszego wystąpienia, warto jednak zaprezentować pewne powtarzające się ustalenia.

Środowisko przyrodnicze człowieka jest często wartością deklarowaną. Ten deklarowany pozytywny stosunek do przyrody często nie znajduje pokrycia w konkretnych wyborach wartości ekologicznych i zachowaniach proekologicznych. Wyższy poziom świadomości ekologicznej ludzi związany jest bezpośrednio z miejscem życia i zamieszkania, wzorami organizacji czasu wolnego oraz świadomością zagrożeń środowiska, która bardzo często ma charakter lokalny. Kształtowanie świadomości ekologicznej jest i będzie zadaniem długofalowym i trudnym, polegającym na stałym uzupełnianiu i poszerzaniu wiedzy dotyczącej środowiska oraz na kształtowaniu systemu wartości i postaw proekologicznych. Ważnym elementem kształtowania świadomości ekologicznej jest bez wątpienia edukacja realizująca określone cele i zadania, która korzysta z dorobku wielu innych dziedzin, w tym z psychologii. R. Metzner w swej pracy [7] poszukując przyczyn niszczenia środowiska postawił tezę, iż obok bardzo wielu przyczyn, które zostały już dokładnie określone przez ekologów jest jeszcze jedna – procesy poznawcze człowieka. Sposób postrzegania rzeczywistości, hierarchia wartości, wiedza, umiejętności każdego człowieka są kształtowane poprzez różnorodne mechanizmy społeczne i psychiczne. Zdaniem autora właśnie psychologia może ekologów nauczyć, jak te mechanizmy można zmieniać w spo-

sób taki, aby człowiek stawał się bardziej przyjazny sobie samemu i swojemu szeroko rozumianemu otoczeniu. Edukacyjne współdziałanie pedagogiki, psychologii zaowocowało wiedzą dotyczącą procesów uczenia się inabywania nowych umiejętności przez dzieci, młodzież i ludzi dorosłych. Znając uwarunkowania procesów uczenia się charakterystycznych dla określonych grup wiekowych, można projektować działania edukacyjne – masowe, indywidualne i te skierowane do konkretnych grup odbiorców w konkretnych okolicznościach (np. warsztaty tematyczne dla rodziców i nauczycieli, zajęcia dla dzieci i młodzieży oraz osób dorosłych). Zadanie to postawione jest przed bardzo wieloma instytucjami, szczególnie miejsce przypada jednak szkole będącej ogniwem systemu oświaty.

## 6. Edukacja ekologiczna zadaniem Agosu

Aby edukacja ekologiczna spełniała zadania do jakich została powołana i realizowała cele wynikające z założeń zrównoważonego rozwoju powinna obejmować wszystkie poziomy edukacji formalnej i nieformalnej. „Powinna mieć charakter interdyscyplinarny oraz międzygeneracyjny. Do jej szczególnych zadań powinno należeć: uświadamianie, informowanie, kształtowanie postaw, i nabywanie wiedzy pozwalającej na rozwiązywanie problemów środowiskowych” [4]. Zasygnalizowana na wstępie Narodowa Strategia Edukacji Ekologicznej podkreśla konieczność prowadzenia edukacji ekologicznej w dwóch płaszczyznach. Pierwszą stanowi powszechna edukacja prowadzona w systemie edukacji, począwszy od etapu przedszkola, poprzez szkołę, uczelnie wyższe i system edukacji ustawicznej. Drugą płaszczyzną jest edukacja prowadzona przez środki masowego przekazu i działania proekologiczne. W obowiązującej aktualnie Podstawie Programowej treści ekologiczne zostały włączone w treści edukacji przedmiotowej na poszczególnych etapach kształcenia. Dominująca rola w zakresie kształcenia ekologicznego przypada przedmiotom przyrodniczym takim jak: przyroda, biologia, chemia, geografia i fizyka. Edukacja ekologiczna występuje również w innych przedmiotach kształcenia, takich jak historia i społeczeństwo, wiedza o społeczeństwie, zajęcia techniczne, wychowanie fizyczne i edukacja dla bezpieczeństwa. Realizacja edukacji ekologicznej powinna odbywać się w środowisku przyrodniczym np. poprzez zajęcia terenowe, w trakcie których uczniowie będą prowadzić badania, obserwacje oraz

podejmować samodzielne próby rozwiązania lokalnych i globalnych problemów ekologicznych w ramach zajęć prowadzonych metodą projektu. Liczba publikacji dotyczących edukacji ekologicznej stale się zwiększa, dostępne są podręczniki, czasopisma, portale internetowe, poradniki metodyczne, propozycje scenariuszy zajęć tematycznych, na terenie szkół organizowane są różnorodne przedsięwzięcia proekologiczne oraz konkursy wiedzy ekologicznej. Wyposażenie uczniów w wiedzę i umiejętności, angażowanie ich w konkretne działania stanowi wartościowy poligon doświadczeń społecznych, który kształtuje świadomość ekologiczną, uwrażliwia aksjologicznie. Może także przyczynić się do zaangażowanej postawy ekologicznej w dorosłym życiu przejawiającej się w uczestnictwie w różnorodnych organizacjach i stowarzyszeniach zajmujących się szeroko rozumianą ekologią. Pedagogika zajmująca się wychowaniem i kształceniem ludzi ma za zadanie przygotować ich do dojrzałego uczestnictwa w życiu społecznym, które powinno zagwarantować właściwe warunki do szeroko rozumianego rozwoju każdej jednostki. Znaczenie edukacji ekologicznej w systemie oświaty jest niekwestionowane, jednak środowiskiem, które najwcześniej i najmocniej oddziałuje na dziecko jest rodzina, a szczególnie to, co rodzice czynią i mówią w sprawach ekologii na co dzień. Dziecko uczy się przez naśladowictwo, zatem to jaki repertuar zachowań ekologicznych będą przejawiać rodzice warunkuje takie zachowania u dzieci. Analiza literatury dotyczącej edukacji ekologicznej w rodzinie prezentuje interesujące propozycje w tym zakresie. Dzieci można angażować w proces sortowania śmieci, zachęcać je do oszczędzania energii elektrycznej i wody, uczyć wrażliwości na potrzeby innych, dokarmiać zwierzęta lub się nimi opiekować, hodować rośliny. Budowanie trwałej strategii ekologicznej wymaga połączenia działań proekologicznych mających miejsce zarówno w rodzinie jak i w szkole. Zarysowuje się tym samym pilna potrzeba zintegrowanych działań edukacyjnych we wszystkich środowiskach wychowawczych, które obok wyposażania osób uczących się w umiejętności, kompetencje i wiedzę pozwolą im dostrzec wymiar humanistyczny, aksjologiczny ochrony naszego środowiska.

## 7. Podsumowanie

Idea zrównoważonego rozwoju pozostaje w wielu aspektach aksjologicznym postulatem, który napotyka trudności w operacjonalizacji swych postulatów. Uwzględniając krytyczne uwagi dotyczące wątpliwość możliwości rzeczywistego wdrożenia idei zrównoważonego rozwoju [15] można stwierdzić, że rozwój myśli ekologicznej oraz ekofilozofii pozwala wcielać myślenie i działania proekologiczne w życie współczesnego człowieka.

Zaprezentowane wspólne wątki ekofilozofii i pedagogiki pozwalają przyjąć tezę, że współdziałanie tych dziedzin może zaowocować urzeczywistnieniem tych postulatów idei zrównoważonego rozwoju, które my sami możemy a nawet powinniśmy realizować w codziennym życiu. Edukacja ekologiczna prowadzona w środowisku rodzinnym i szkolnym pozwoli przygotować kolejne pokolenia do większej dbałości o środowisko naturalne. Być może te oddolne działania realizowane dla nas tu i teraz, ale także dla tych którzy przyjdą po nas umożliwią pełniejszą realizację idei zrównoważonego rozwoju na poziomie globalnym. Ideałem, do którego należy dążyć, jest zapewnienie każdej jednostce możliwości kształcenia zgodnego z jej zdolnościami oraz wpajanie w procesie kształcenia wartości, bez których niemożliwy byłby zrównoważony rozwój. Warunkiem koniecznym do spełnienia tak sformułowanych zadań jest nieustanny monitoring jakości procesu kształcenia.

## Literatura

1. **Denek K.:** *Aksjologiczne aspekty edukacji szkolnej*. Wydawnictwo Adam Marszałek, Toruń 1999.
2. **Dołęga J.M.:** *Ekofilozofia – nauka XXI wieku*. (w:) *Problemy Ekorozwoju (Problems of sustainable development)* vol. 1, no 1, s. 18 (2006).
3. **Filek J.:** *Ontologizacja odpowiedzialności*. Wydawnictwo Baran i Suszczyński, Kraków 1996.
4. **Hłobił A.:** *Teoria i praktyka edukacji ekologicznej na rzecz zrównoważonego rozwoju*. *Problemy Ekorozwoju (Problems of sustainable development)* vol. 5, no 2, 87–94 (2010).
5. **Kunowski S.:** *Podstawy współczesnej pedagogiki*. Wydawnictwo Salezjańskie, Warszawa 1997.

6. **Kuźniak I.:** *Preferowane wartości współczesnej młodzieży.* (w:) W kręgu nauk pedagogicznych i krajoznawstwa, Firma Wydawnicza „MS Ag”, Poznań 2003.
7. **Metzner R.:** *Green Psychology. Transforming Our Relationship to the Earth.* Park Street Press, 1999.
8. **Mirowski M.:** *Świadomość ekologiczna współczesnego społeczeństwa polskiego.* (w:) Mirowski M., (red.), Świadomość ekologiczna i społeczne ruchy „zielonych” w Polsce, Wydawnictwo IFiS PAN. Warszawa 1999.
9. **Przez edukację do zrównoważonego rozwoju,** *Narodowa Strategia Edukacji Ekologicznej.* Ministerstwo Środowiska. Warszawa 2001.
10. **Papuziński A.:** *Świadomość ekologiczna świetle teorii i praktyki.* (w) Problemy Ekorozwoju (Problems of sustainable development) vol. 1, no 1, s. 33 (2006).
11. **Pawłowski A.:** *Rozwój zrównoważony, idea, filozofia, praktyka.* Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, vol. 51. Lublin 2008.
12. **Pyłka-Gutowska E.:** *Ekologia z ochroną środowiska.* Wydawnictwo Oświata. Warszawa 1996.
13. **Reber A.S.:** *Słownik psychologii.* Wydawnictwo Naukowe Scholar Sp. z o.o., Warszawa 2002.
14. **Szewczyk T.:** *Pedagogika zdrowia.* (w:) Pedagogika t. 4 (red.) B. Śliwerski, GWP. Gdańsk 2006.
15. **Sztumski W.:** *Refleksja na temat rozwoju zrównoważonego (Czy rozwój zrównoważony jest fikcją, utopią, iluzją czy oszustwem?).* (w:) Problem Ekorozwoju (Problems of sustainable development) vol. 3, no 2. 2008.
16. **Tokarski J.:** (red.) *Słownik wyrazów obcych.* PWN. Warszawa 1980.
17. **Trubulski W.:** *Powstanie i rozwój filozofii ekologicznej.* (w:) Problem Ekorozwoju (Problems of sustainable development) vol. 1, no 1, s. 7 (2006).
18. **Woynarowska B.:** *Edukacja Zdrowotna.* Podręcznik akademicki, PWN. Warszawa 2007.
19. **Wroczyński R.:** *Pedagogika społeczna.* PWN. Warszawa 1974.

## **Psychopedagogical Dimension of Ecophilosophy in the Light of Sustainable Development**

### **Abstract**

The idea of balanced development directly refers to those demands and actions, which in informal understanding are associated with ecology. In Poland, the concept of balanced development is often defined as a balance between three dimensions of human's life: the economical zone, social zone and natural envi-

ronment. The issues involving the connection between humans and natural environment, as well as their meaning and interpretation in the context of philosophy have found their reflection in ecophilosophy, which is strictly tied to the idea of balanced development. Four basic scopes that are a foundation of this science can be distinguished: general philosophical issues, anthropological issues, axiological and educational issues. Nowadays the meaning and importance of the humanities is emphasized, because of their awareness shaping values and the possibilities to create stances and proper motivation in terms of ecological humanism. Pedagogical, psychological and sociological sciences are becoming more and more involved in the subject matter of balanced development.

One of the theories involving human advancement that has earned its place in pedagogy and is of particular importance is the four-factor theory of development. The theory takes into consideration the simultaneous operation in the progress of developing of the four dynamisms: social educational processes called ETHOS; the pupil's natural development called BIOS; the pupil's educational advancement towards the model new human called AGOS; shaping the stances of pupils in the face of the future life called LOS. The developmental dynamisms and the structure of ecophilosophy have many common grounds in terms of interests, which are: natural environment – nature, health as values, awareness of one's possibilities resulting from the knowledge, and the action that is the true deed affecting the life of units and social groups. Informally, the environment is everything that surrounds people: air, water, dirt, animals, raw materials, fauna and flora. On the contrary, social environment consists of the people surrounding us and the relations in which we take part. What deals with the connection between humans and widely understood environment is ecology, which traces can be found even in antiquity. The quality of those relations is often interpreted as a category of health, which stands high in human hierarchy of values. Problems with health in terms of pedagogical sciences are a part of health pedagogy, which is a detailed pedagogical discipline that consists of health teaching theory and health education theory. Training in health and ecological education undoubtedly contributes to the shaping of the ecological consciousness, which shows up in ecological knowledge, values and opinions on environment which is the place of living and development for humans. Shaping awareness and ecological stances in pedagogical dimension takes place in family environment, which is an initial stage before formal education institution which is the school. In family, very important for the creation of proper ecological attitudes are the authentic pro-ecological behaviors of parents. School has its detailed tasks in range of ecological education, which are a result of accepted international documents. Elements of ecological education in Polish school system can be found in every stage of education and in many subjects. The realization of common elements of ecophilosophy and pedagogy can bear fruit in terms of implementing the demand of the idea of balanced development.



## Ocena procesu suburbanizacji na przykładzie wybranych gmin powiatu pozańskiego w latach 2001–2010

*Adam Zydroń, Piotr Szczepański*  
*Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

### 1. Wstęp

Metropolia, do której zalicza się miasto Poznań wraz z całym powiatem poznańskim liczy blisko 1 mln mieszkańców. Postrzegana jest, jako jedna z siedmiu najlepiej rozwijających się w Polsce [3]. Jest to również obszar, na którym proces suburbanizacji (zmniejszanie się liczby ludności w miastach i zwiększenie tej liczby na jego obrzeżach [5] jest najlepiej widoczny i przebiega najbardziej intensywnie ze wszystkich aglomeracji w kraju [3].

Do niedawna miasto stanowiło skoncentrowaną, wyraźnie wyróżniającą się z otoczenia całość. Z powodu coraz silniejszych zmian przestrzennych „zaczyna się stawać szerokim spłaszczonym w swej strukturze, policentrycznym obszarem zurbanizowanym, wchłaniającym okoliczne tereny podmiejskie i wiejskie [2]. Obszary gmin znajdujące się w sąsiedztwie Poznania stają się jego terenami podmiejskimi, w których dochodzi do zaniku powierzchni wartościowych pod względem przyrodniczym przez intensywną zabudowę tych terenów.

Z procesem suburbanizacji łączy się pojęcie strefy podmiejskiej, terenu podmiejskiego, suburbiów. W najprostszym rozumieniu jest to obszar znajdujący się w sąsiedztwie dużego miasta [4]. Obszary podmiejskie „są jak satelity organiczne włączone w system osadniczy aglomeracji, powiązane wzajemnie różnorodnymi funkcjami produkcyjno-gospodarczymi i kulturalno-bytowymi” [6]. Na ich terenie można dostrzec istotny wpływ miasta – zmienia się struktura użytkowania tych gruntów. W bezpośrednim sąsiedztwie z Poznaniem, wpływ działalności

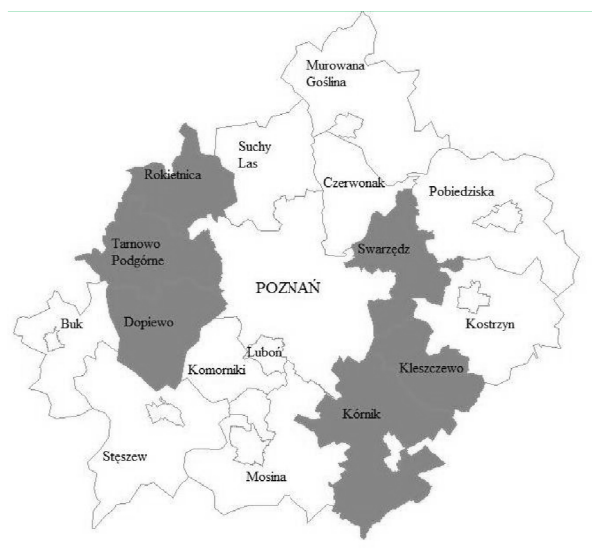
miasta na tę strefę jest wyraźnie widoczny. Obszary te są bardziej zurbanizowane, mniej jest elementów przyrody. W miarę oddalania się od granicy sytuacja zmienia się i przeważa krajobraz rolniczy. Strefa podmiejska jest granicą pomiędzy wsią a miastem [7].

Suburbanizacja jest procesem, który w znaczący sposób zmienia strukturę użytkowania gruntów na terenach podmiejskich i stwarza nowe wyzwania związane z ochroną środowiska przyrodniczego. Dlatego istotne jest poznanie wielkości i intensywności tego procesu w celu przeciwdziałania niekorzystnym zmianom w stanie środowiska przyrodniczego.

## 2. Materiał i metody badań

Głównym celem pracy jest analiza procesu suburbanizacji na przykładzie wybranych gmin powiatu poznańskiego (Dopiewo, Buk, Rokietnica, Murowana Goślina, Swarzędz, Mosina) (rys. 1) w latach 2001–2010.

Główną przesłanką doboru gmin do badań było bliskie położenie względem miasta Poznań.



**Rys. 1.** Położenie badanych gmin względem miasta Poznania

**Fig. 1.** The location of studied communes in relation to the city of Poznan



Przedmiotem badań są dane, dotyczące zmian liczby ludności, zameldowań i wymeldowań w ruchu wewnętrznym, salda migracji, zmian liczby mieszkań oddanych do użytkowania oraz dane dotyczące zmian struktury użytkowania gruntów z podziałem na grunty rolne, oraz zabudowane i zurbanizowane. W pracy wykorzystano dane pochodzące z Głównego Urzędu Statystycznego oraz Powiatowego Ośrodka Dokumentacji Geodezyjnej i Kartograficznej w Poznaniu.

### **3. Wyniki badań**

U podstaw procesu suburbanizacji leżą procesy demograficzne, gdyż to liczba ludności oraz jej struktura społeczno-demograficzna i zawodowa determinują dynamikę tego procesu.

Suburbanizacja polega na zmniejszaniu się liczby ludności w miastach i zwiększeniu tej liczby na jego obrzeżach. Na terenach podmiejskich powstaje coraz więcej nowych osiedli domków jednorodzinnych, obiektów przemysłowych i handlowych oraz rozrasta się sieć komunikacyjna, aby umożliwić dojazd do centrum miasta. W wyniku tego procesu dochodzi do powstania tzw. miast – sypialni [5].

W pracy przeanalizowano procesy demograficzne (liczbę ludności, gęstość zaludnienia, ruchy migracyjne), które obrazują kierunki i nasilenie procesu suburbanizacji w analizowanych latach.

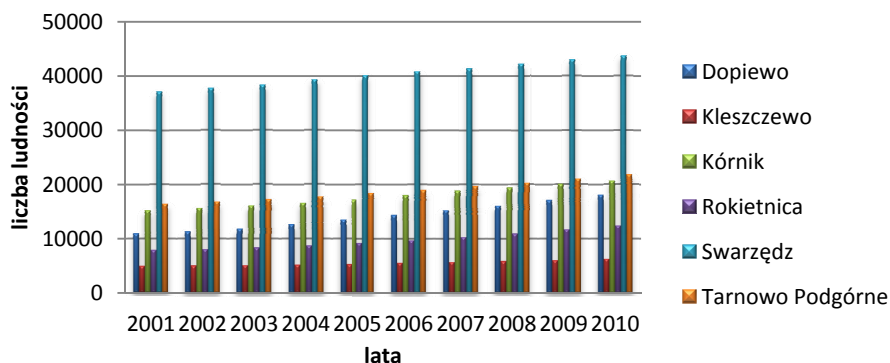
#### **3.1. Analiza procesu suburbanizacji w oparciu o procesy demograficzne**

##### **3.1.1. Liczba ludności badanych gmin w latach 2001–2010**

W analizowanym okresie można zauważyć, że we wszystkich badanych gminach zwiększyła się liczba ludności (rys. 2), największe zmiany nastąpiły w gminie Dopiewo (dużo terenów przeznaczonych pod budownictwo jednorodzinne przy jednoczesnym małym zurbanizowaniu gminy), natomiast najniższe zmiany miały miejsce w gminie Swarzędz (mała powierzchnia terenów możliwych do przeznaczenia pod zabudowę przy dużej istniejącej urbanizacji). Największe zmiany liczby ludności nastąpiły w latach 2009–2010 (rys. 2).

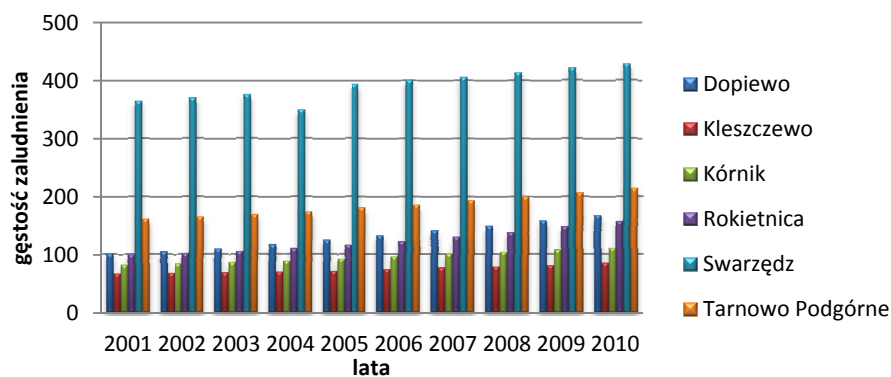
W związku ze wzrostem liczby ludności zmianie uległa również gęstość zaludnienia (rys. 3). Najwięcej osób na 1km<sup>2</sup> przypadało w gminie Swarzędz (brak terenów pod nowe inwestycje budowlane) zarówno

w roku 2001 jak i w 2010, (w 2001 wynosiła 364, 29 osób na 1 km<sup>2</sup>, w roku 2010 ta liczba wzrosła do 428, 27 osób/km<sup>2</sup>). Najmniejsza gęstość zaludnienia była w gminie Kleszczewo i wynosiła 85,3 osób na 1 km<sup>2</sup>. Gminą, w której odnotowano największy wzrost gęstości zaludnienia jest Dopiewo (najbardziej widoczny proces suburbanizacji). Liczba ta od roku 2001 do 2010 wzrosła o 65,9 osób na 1 km<sup>2</sup>. Najmniejszy wzrost gęstości zaludnienia wystąpił w gminie Kleszczewo, liczba ta wzrosła o zaledwie 18,52 osoby na 1 km<sup>2</sup> od 2001 roku do 2010.



Rys. 2. Liczba ludności w latach 2001–2010

Fig. 2. Number of inhabitants in the years 2001–2010



Rys. 3. Gęstość zaludnienia w latach 2001–2010

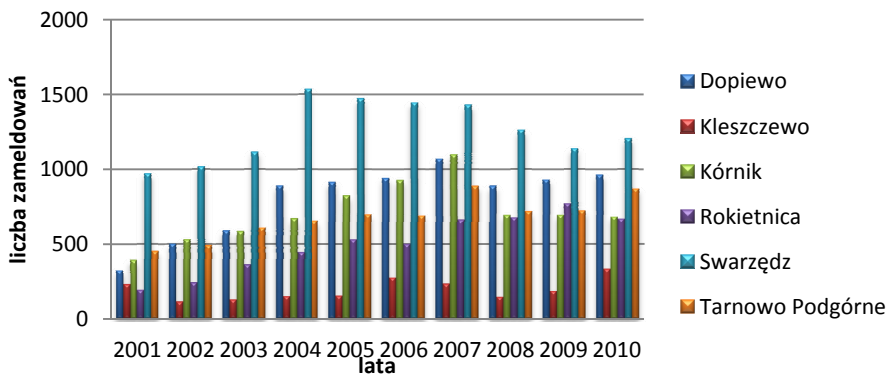
Fig. 3. Population density in the years 2001–2010

W procesie suburbanizacji mamy do czynienia z migracją bogatszej części ludności z zatłoczonego centrum na osiedla podmiejskie, które zapewniają lepsze warunki życiowe oraz umożliwiają swobodny dojazd do pracy w centrum ośrodka miejskiego. Następuje wzrost liczby ludności na przedmieściach i spadek ludności w centrum miast [1].

### 3.1.2. Ruchy migracyjne

Liczba zameldowań zmniejszała się we wszystkich analizowanych gminach, oprócz Rokietnicy (rys. 4). Zmniejszanie się tej liczby nastąpiło w gminie: Dopiewo w roku 2008, Kleszczewo w latach: 2002, 2008, 2010, Swarzędzu w latach: 2005, 2007, 2008, 2009 oraz Tarnowie Podgórnym w roku 2008. Rokietnica jest jedyną z analizowanych gmin, w której odnotowano stały wzrost liczby zameldowań na przestrzeni 10 lat. W okresie zmniejszania się liczby zameldowań intensywność procesu suburbanizacji malała, natomiast w okresie wzrostu zjawisko rozprzestrzeniania się miast stawało się coraz to bardziej widoczne.

Można zauważyć, że liczba zameldowań w 2010 roku przewyższała liczbę zameldowań z 2001 roku we wszystkich analizowanych gminach (rys. 4).

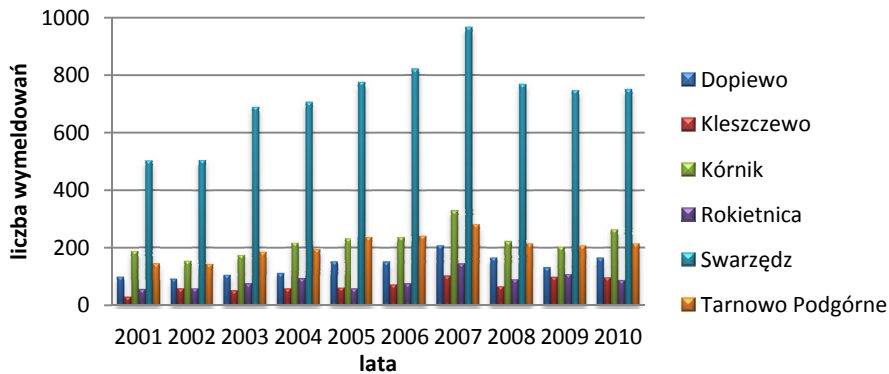


**Rys. 4.** Zameldowania w ruchu wewnętrznym

**Fig. 4.** Number of inhabitants registered within internal migration

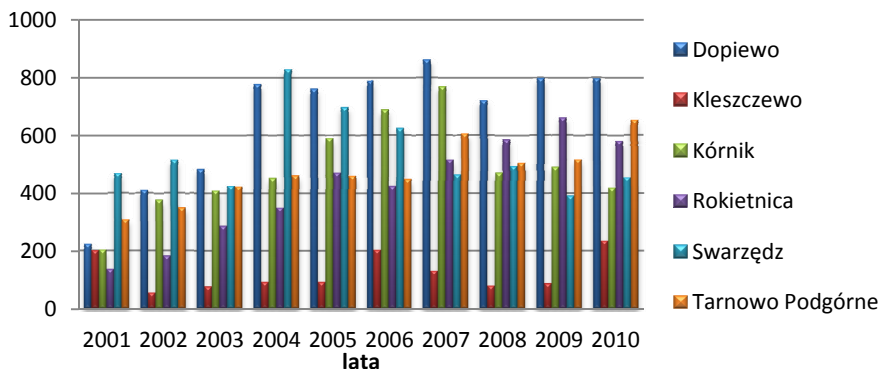
Na podstawie liczby wymeldowań w ruchu wewnętrznym w badanych gminach i analizowanych latach nie można określić trendu zmian tego zjawiska (rys. 5). Gmina Swarzędz jest obszarem odznaczającym się największą liczbą wymeldowań w ruchu wewnętrznym (największa gęstość

zaludnienia z analizowanych gmin). Zarówno w roku 2001, jak i 2010 gdzie liczba ta wyniosła odpowiednio 503 oraz 751. Gmina Kleszczewo to obszar o najmniejszej liczbie wymeldowań w ruchu wewnętrznym.



**Rys. 5.** Wymeldowania w ruchu wewnętrznym

**Fig. 5.** Number of inhabitants changing the address of residence within internal migration



**Rys. 6.** Saldo migracji wewnętrznych

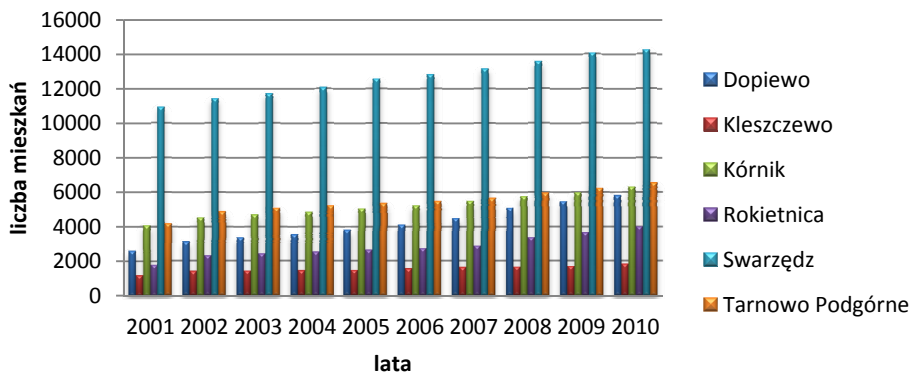
**Fig. 6.** Balance of internal migrations

Zmianie uległo również saldo migracji wewnętrznych (rys. 6), które nie odznacza się w żadnej gminie równomiernym wzrostem, podobnie jak w zameldowaniach oraz wymeldowaniach w ruchu wewnętrznym wykazuje tendencje spadkowe. W roku 2001 największe saldo migracji występowało w gminie Swarzędz, najmniejsze na terenie gminy Rokietnica. W roku 2010 sytuacja uległa zmianie i największe

saldo migracji odnotowano w gminie Dopiewo, a najmniejsze w gminie Kleszczewo.

### 3.3. Analiza procesu suburbanizacji w oparciu o zasoby mieszkaniowe

W przypadku zasobów mieszkaniowych odnotowano wyraźny trend wzrostowy na przestrzeni 10 lat (rys. 7). Spowodowane jest to wzrastającą liczbą ludności i urbanizacją strefy podmiejskiej, które w większości należą do poszczególnych gmin. W roku 2001 gminą o największej liczbie zasobów mieszkaniowych był Swarzędz, (10 929 mieszkań). W roku 2010 liczba mieszkań wzrosła o 30% i wyniosła 14 263. Najmniejsze zasoby mieszkaniowe odnotowano w gminie Kleszczewo, w 2001 roku wynosiły 1192, a w 2010 roku wzrosły do 1833, jednak nadal były najniższe ze wszystkich badanych gmin pomimo wzrostu tych zasobów o 53%.



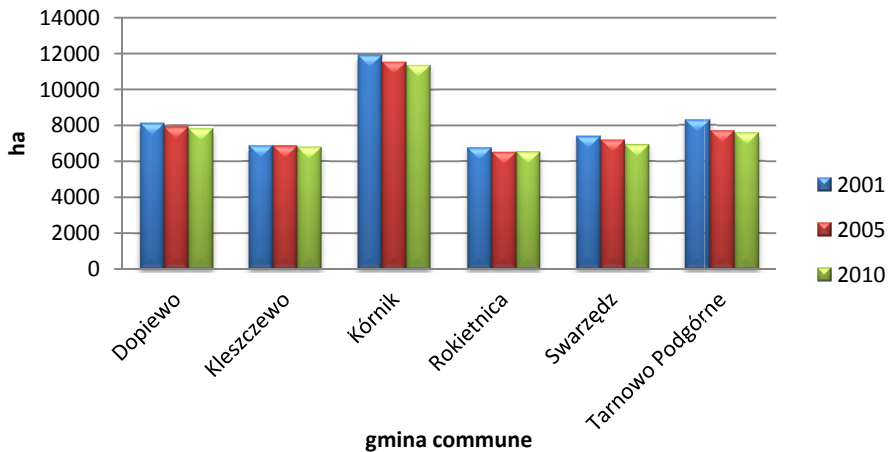
Rys. 7. Zasoby mieszkaniowe

Fig. 7. Housing stock

### 3.4. Analiza procesu suburbanizacji w oparciu o strukturę użytkowania gruntów

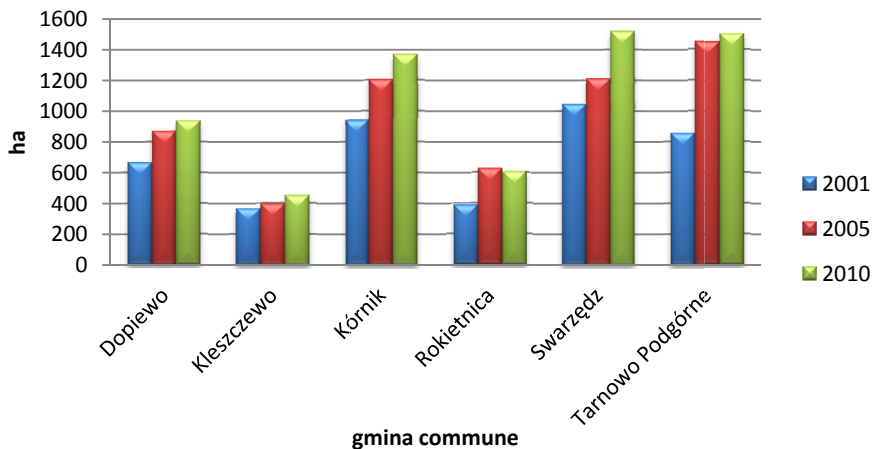
W miarę postępowania procesu suburbanizacji zmianie uległa struktura użytkowania gruntów na terenie badanych gmin (rys. 8). Zaobserwowano zmniejszanie się powierzchni użytkowanej rolniczo (użytki rolne uległy zmniejszeniu w każdej analizowanej gminie). W gminie Tarnowo Podgórne odnotowano największy spadek wynoszący 8,6%, a w gminie Swarzędz spadek o 6,2%. Najmniejszy spadek nastąpił

w gminie Kleszczewo, wynosił 1,2%. Gmina Kórnik posiada największą powierzchnię rolniczą wynoszącą w roku 2010, 11 367 ha, natomiast gminy: Kleszczewo, Rokietnica i Swarzędz to obszary o najmniejszej powierzchni użytków rolnych.



**Rys. 8.** Udział użytków rolnych w badanych gminach

**Fig. 8.** Proportion of utilised agricultural areas in analysed communes



**Rys. 9.** Udział terenów zurbanizowanych i zabudowanych w badanych gminach

**Fig. 9.** Proportions of developed and urbanised areas in analysed communes

Udział terenów zurbanizowanych i zabudowanych uległ znacznemu wzrostowi w ogólnej strukturze użytkowania gruntów na terenach badanych gmin (rys. 9). Gminami, w których jest najwięcej terenów wykorzystanych pod zabudowę są: Swarzędz – 1 521 ha oraz Kórnik – 1 368 ha. Najmniej terenów zabudowanych i zurbanizowanych jest w gminach Kleszczewo i Rokietnica.

#### 4. Wnioski

Przeprowadzona analiza pozwoliła na sformułowanie wniosków:

- W badanych gminach w analizowanym okresie można zaobserwować postępujące procesy suburbanizacji przejawiające się dodatnią dynamiką zmian: liczby mieszkańców i gęstości zaludnienia na terenach podmiejskich, liczby zasobów mieszkaniowych oraz terenów zurbanizowanych i zabudowanych a zmniejszeniem użytków rolnych,
- W gminach położonych na zachód od Poznania odnotowano większy wskaźnik dynamiki zmian każdego czynnika, niż w gminach znajdujących się po wschodniej stronie centrum miasta. Spowodowane to jest większą ilością terenów przeznaczonych głównie pod budownictwo jednorodzinne przy jednoczesnym niskim stopniu urbanizacji tych obszarów,
- Proces suburbanizacji był najmniej intensywny w latach 2001, 2002 i 2003, natomiast w latach 2007–2010 zjawisko suburbanizacji było najbardziej intensywne. Nasilenie zjawiska w latach 2007–2010 można wytłumaczyć boomem budowlanym wynikającym z dostępności kredytów hipotecznych i modą na „swój dom jednorodzinny pod miastem”.

Na podstawie przeprowadzonych badań można stwierdzić, że proces suburbanizacji występuje w mniejszym lub większym nasileniu we wszystkich analizowanych gminach. Dlatego konieczne jest monitorowanie tego zjawiska i przeciwdziałanie niekorzystnym zmianom w środowisku przyrodniczym, które wiążą się z tym procesem. Chodzi tu głównie o politykę przestrzenną mającą swoje odzwierciedlenie w opracowywanych dokumentach planistycznych na poziomie gminy (studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy, miejscowe plany zagospodarowania przestrzennego). Dokumenty planistyczne powinny określać nowe obszary przeznaczone pod budownictwo mieszkaniowe uwzględniając zasady rozwoju zrównoważonego.

Praca naukowa finansowana ze środków na naukę w latach 2008–2011  
jako projekt badawczy nr NN309134735

## Literatura

1. **Beim M.:** *Modelowanie procesu suburbanizacji w aglomeracji poznańskiej z wykorzystaniem sztucznych sieci neuronowych i automatów komórkowych*. Poznań 2007 – praca doktorska.
2. **Borowik I.:** *Kierunki przemian współczesnego miasta – suburbanizacja oraz humanizacja blokowisk*, w *Współczesna socjologia miasta. Wielkość ogładów i kierunków badawczych dyscypliny*, praca zbiorowa pod red. I. Borowik i K. Szałta, Wrocław, Wydawnictwo Uniwersytetu Wrocławskiego, 97–104 (2007).
3. **Kaczmarek T., Mikula Ł.:** *Poznańska ścieżka integracji metropolitalnej*, w *Metropolie. Wyzwanie polskiej polityki miejskiej*, praca zbiorowa pod red. A. Lutrzykowskiego i R. Gawłowskiego, Toruń, Wydawnictwo Adam Marszałek, 168–187 (2010).
4. **Konecka-Szydłowska B.:** *Sytuacja społeczno gospodarcza miast strefy podmiejskiej Poznania w okresie transformacji*, w *Przemiany przestrzeni miast i stref podmiejskich*, praca zbiorowa pod red. J. Słodczyka i R. Klimmek, Opole, Wydawnictwo Uniwersytetu Opolskiego, 113–140 (2006).
5. **Mayer A.:** *Socjologia i przestrzeń miejska*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2010.
6. **Staszewska S.:** *Strefa podmiejska integralną częścią aglomeracji miejskiej*, w *Kształtowanie przestrzeni Polski. Metropolie, aglomeracje, peryferie*, praca zbiorowa pod red. B. Wenerskiej, Wydawnictwo Uniwersytetu Opolskiego. 105–122 (2009).
7. **Staszewska S.:** *Strefa podmiejska konkurencją dla miasta?*, *Współczesne kierunki i wymiary procesów urbanizacji*, praca zbiorowa pod red. J. Słodczyka i M. Śmigielskiej, Opole, Wydawnictwo Uniwersytetu Opolskiego, 323–330 (2008).
8. Strona internetowa Głównego Urzędu Statystycznego – <http://www.stat.gov.pl>, (04.01.2012 r.).



## **Evaluation of Suburbanisation Process in Selected Communes of Poznań District in the Years 2001–2010**

### **Abstract**

This paper is dedicated to the issue of suburbanisation process in selected communes of Poznań metropolitan area. Area under research consists of seven communes within the Poznań District. These include: Dopiewo, Buk, Rokietnica, Murowana Goślina, Swarzędz, Mosina. The purpose of this paper is to evaluate the suburbanisation process in selected communes of Poznań District in years 2001–2010.

Research subject constituted data concerning changes in: population, migration, housing resources as well as built-up and urbanised areas in specific communes of Poznań District. Data was subjected to statistical analysis using change dynamics indicators for each factor, and the results were rendered with the use of column and line charts, accompanied by spatial analysis.

Research in specific factors showed an increase in available housing and population numbers in built-up and urbanised areas in communes lying in direct vicinity of the city of Poznań what confirms the ongoing suburbanisation process.



## **Wpływ edukacji ekologicznej i zdrowotnej na zmianę zachowań, postaw i jakości życia uczniów**

*Katarzyna Sikora  
Politechnika Koszalińska*

### **1. Wstęp**

Przyszłość człowieka zależy od utrzymania harmonii z przyrodą. Aby żyć na Ziemi potrzebujemy odpowiedniego środowiska, istniejącego stale i nieprzerwanie. Powszechnie „środowisko” jest określane jako ogół czynników ekologicznych, zarówno abiotycznych (tak zwane środowisko fizyczne) jak i biotycznych (środowisko żywych organizmów), które mają bezpośrednie znaczenie dla życia i rozwoju organizmu danego gatunku. Otaczająca nas przyroda jest niemy partnerem człowieka, jak dotąd bardzo mu uległym i z pozoru słabszym. Coraz częściej zdajemy sobie sprawę z zagrożeń oraz z tego jak wiele zależy od naszej świadomości i postawy. Skuteczna ochrona środowiska jest możliwa wówczas, gdy włączy do współdziałania całe społeczeństwo. Zadaniem kluczowym staje się tu edukacja ekologiczna będąca nośnikiem szansy na zmiany w postępowaniu ludzi oraz na nową świadomość środowiskową a także kreowanie autentycznej wrażliwości na problemy najbliższego otoczenia oraz własnego zdrowia. Podstawową działalnością powinno być wychowanie ogółu społeczeństwa, które należałoby rozpoczynać od najmłodszych lat.

Współcześnie ekologia i jej problematyka stanowią jeden z najważniejszych elementów ludzkiej egzystencji oraz podstawę jakości życia współczesnych społeczeństw. Budzenie świadomości ekologicznej oraz wychowanie i kształcenie kolejnych pokoleń musi odbywać się w oparciu o szeroko pojętą edukację ekologiczną, która oznacza przedmiot nauczania i działalność wychowawczą, przygotowującą do rozwiązania praktycznych problemów środowiskowych. Charakteryzuje się

interdyscyplinarnym podejściem, kształtuje poczucie odpowiedzialności oraz umiejętność włączenia się każdego człowieka i zbiorowości we wspólne działanie. Powinna ona być integralną częścią procesu kształcenia, a objąć nią należy wszystkie grupy ludności:

- ogół społeczeństwa,
- grupy zawodowo-społeczne, których działalność wywiera znaczny wpływ na środowisko,
- pracowników nauki i specjalistów o zainteresowaniach przyrodniczych i społecznych, związanych ze środowiskiem [13].

## **2. Wychowanie ekologiczne jako rozwijanie postaw proekologicznych i prozdrowotnych**

Ekologiczne wychowanie jest procesem systemowym, skierowanym w swych działaniach na ustanowienie takiego stosunku człowieka do świata, który w stopniu maksymalnym przybliży ustanowienie między nimi harmonii. Kształtowanie świadomości ekologicznej odbywa się poprzez edukację ekologiczną, która obejmuje każdy zakres i wszystkie poziomy edukacji formalnej i nieformalnej. Powinna mieć charakter interdyscyplinarny oraz międzygeneracyjny. Do jej szczegółowych zadań powinny należeć: uświadamianie, informowanie, kształtowanie postaw i nabywanie wiedzy pozwalającej, na rozwiązywanie problemów środowiskowych [8]. Nauczyciele wiedzą że powinni kształtować w uczniach postawy proekologiczne, przekazywać wiedzę o wpływie stanu ekosystemów na zdrowie jednostki i społeczności lokalnej, organizacjach ekologicznych, formach ochrony przyrody oraz zdrowia. Wszystko to, musi jednak odbywać się w oparciu o rozwijanie w uczniach umiejętności komunikowania się, podejmowania decyzji, komunikowania swoich potrzeb, przewidywania skutków działań oraz myślenia przyczynowo-skutkowego. Wychowania pokoleń, dla których będzie oczywiste, że stosunek do przyrody jest świadectwem ich kultury. To właśnie od nauczycieli zależy, jak ten proces będzie przebiegał. Kreatywny nauczyciel potrafi zorganizować zajęcia o tematyce ekologicznej, takie które uczą, bawią i wychowują. Rozwijając wśród uczniów motywację, aby odbierali przyrodę jako samoistną całość, stanowiącą wartość centralną w ich życiu. Gdzie przyroda jest także dobrem służącym podniesieniu zdrowotności własnego organizmu. W Polsce działa ponad 250 proekologicznych organizacji pozarządowych, 180 gospodarstw rolnych prowadzi produk-

cję zdrowej żywności, atestowanej przez *Ekoland* i wciąż są ludzie chętni do inicjowania i podejmowania działań na rzecz ochrony środowiska. Zmiany, w kierunku których idziemy wymagają od pedagogów ciągłego rozwoju, pogłębiania wiedzy oraz sprzyjania wychowaniu do wartości uniwersalnych. Współczesnemu wychowaniu trudno wyrzec się wartości materialnych. Również one mają głębszy sens w życiu człowieka. Z reguły muszą jednak ustępować wartościom podstawowym, zwłaszcza moralnym. To przede wszystkim dzięki tym wartościom, człowiek staje się naprawdę ludzki; ważniejsze dla niego jest „być” niż „mieć”, a więc cieni wyżej to, kim jest, niż to, co i ile posiada. Z pewnością dobra materialne mogą w jego życiu także odegrać istotną rolę, jednak pod warunkiem, że potrafi się nimi dzielić z innymi [14]. Dopiero taka jednostka jest w stanie kształtować w sobie postawy proekologiczne i zachowania przyjazne środowisku i innym ludziom. Czuć się odpowiedzialnym i brać na siebie obowiązek dbania o stan środowiska naturalnego. Istotne jest stwarzanie sytuacji sprzyjających rozwijaniu nawyków kultury ekologicznej i zdrowotnej. Sprawą priorytetową jest indywidualne zaangażowanie się nauczycieli i tworzenie jak największej ilości programów autorskich. Umożliwiających dzieciom, na różnych poziomach, poszerzanie i pogłębianie wiadomości zgodnie ze wzrastającymi możliwościami intelektualnymi i percepcyjnymi. Tworzyć je tak, aby były ciekawe, pobudzały do myślenia oraz poszukiwania, ale przede wszystkim do działania. Starać się o stworzenie narzędzi rozwijających zdolności dzieci zgodnie z ich potencjałem, możliwościami rozwojowymi w zgodzie ze środowiskiem społeczno-kulturowym i przyrodniczym. Nauczanie powinno być skierowane na działanie, aby uczniowie mieli możliwość aktywnego uczestnictwa, gdyż przez działanie uczą się efektywniej i ciekawiej.

Ważnym wydaje się być często pomijane w programach włączanie elementów dotyczących żywności i zdrowego odżywiania. Wiele polskich rodzin w tym szczególnie dzieci niewiele wiedzą na temat wartości odżywczych owoców i warzyw, ale także z dużą łatwością przechodzi im pozbywanie się nieskonsumowanych produktów. Współczesne pokolenie nie ma pojęcia o tym, iż jedna trzecia pełnowartościowego jedzenia trafia na śmietnik. Eksperti Federacji Polskich Banków Żywności (FPBŻ) podają informację, że co roku mieszkańcy Unii wyrzucają około 90 mln ton żywności. W samej Polsce w koszu ląduje 9 mln ton żywności. Te dane sytuują Polskę na 5 pozycji państw marnujących jedzenie w UE, za Wielką Brytanią, Niemcami, Francją i Holandią. Mar-

nowanie żywności, stało się problemem nie tylko społecznym, ekonomicznym, ale i ekologicznym. Żywność jest surowcem, którego wyprodukowanie wiąże się ze sporym obciążeniem dla środowiska. Produkty spożywcze to produkcja, opakowanie, transport, energia i emisja odpadów przemysłowych. Wyrzucana przez nas żywność to zmarnowane hektolitry wody i energia zużyta do jej produkcji, transportu, przygotowania oraz przechowywania. Federacja Polskich Banków Żywności obrazuje problem w następujący sposób: wyrzucona do kosza kanapka z serem to aż 90 litrów zmarnowanej wody, z kolei kilogram ziemniaków to aż 300 litrów, a o mięsie wołowym lepiej nie wspominać, gdyż na wyprodukowanie jednego kilograma wołowiny potrzeba od 5 to 10 tysięcy litrów wody. Produkcja żywności wymaga także energii w postaci paliw i prądu. Na wyprodukowanie 1 kcal żywności zużywa się 10 kcal z paliw. Z powodu zmarnowanej żywności Europejczycy wyemitowali 170 mln ton dwutlenku węgla, tyle, ile emituje rocznie cała Holandia czy Wenezuela – szacuje PFBŻ. Metan pochodzący z rozkładającej się żywności jest nawet 20-krotnie groźniejszym gazem cieplarnianym niż dwutlenek węgla [22]. Większość dzieci szczególnie klas młodszych nie posiada żadnych wiadomości na ten temat. Oczywiście sama teoria nie wystarczy, byłoby to tylko pewnego rodzaju straszaniem, które nie przyniesie spodziewanych efektów. Dobrym pomysłem wydaje się być połączenie tej wiedzy z edukacją zdrowotną. Polscy uczniowie nie będą szanowali żywności bez wyrobienia w sobie nawyków prozdrowotnych. Sposób żywienia jednostek, grup społecznych i całych narodów wpływający na stan odżywienia i zdrowia, zależy od wielu rozmaitych czynników, wśród których nie do przecenienia jest wiedza na temat podstawowych składników znajdujących się w żywności, a także zasad prawidłowego odżywiania [18]. W celu podniesienia efektywności oddziaływania edukacyjnego niezbędne jest także stosowanie różnych form edukacji zdrowotnej, w tym także form skierowanych na grupy, organizacje i całe społeczeństwa. Edukacja zdrowotna w nowym rozumieniu traktowana jest nie tyle jako sposób do uzyskania zmiany jednostkowych zachowań, znanych jako czynniki ryzyka, ile jako potężny środek możliwy do wykorzystania w celu uruchomienia wszystkich dostępnych sił społecznych na rzecz bardzo szeroko pojmowanej zmiany służącej zdrowiu, w tym zmiany warunków środowiskowych.

Tym samym edukacja zdrowotna to wszelkie działania za pomocą których próbuje się oddziaływać na szeroko pojęte zdrowie pojedyn-

czych jednostek oraz całych społeczeństw, które aby odpowiadały współczesnym wyzwaniom związanym z promocją zdrowia powinny wykorzystać pojęcie pozytywnego zdrowia, stosować innowacyjne podejścia w tym nowoczesne technologie edukacyjne, ukierunkowywać się na działania społeczne i społeczne uczestnictwo, stosować wielosektorowe i wielodyscyplinarne podejścia oraz rozwijać nowe strategie związane z różnymi poziomami działania, a także brać pod uwagę społeczne i środowiskowe czynniki wpływające na decyzje związane ze zdrowiem [2, 20, 21]. Znajomość roli i znaczenia podstawowych składników odżywczych najczęściej przyczynia się do większej świadomości w wyborze określonych grup produktów spożywczych tak, aby zaspokoili one w największym stopniu potrzeby organizmu zgodnie z aktualnymi zaleceniami żywieniowymi. Znajomość funkcji i znaczenia podstawowych składników w żywności może pomóc w doborze produktów spożywanych codziennie. Prawidłowe odżywianie polega na optymalnym pokryciu zapotrzebowania naszego organizmu na energię i wszystkie składniki odżywcze. Idealne pokrycie naszych potrzeb żywieniowych mogłaby zapewnić tzw. dieta zbilansowana, która w swoim składzie zawierałaby wszystkie składniki energetyczne i odżywcze w odpowiednich proporcjach, określone dla każdego człowieka lub ściśle zdefiniowanej populacji [9, 16]. Do zmiany postaw, a w dalszej konsekwencji zachowań żywieniowych, nie wystarczy samo podniesienie poziomu wiedzy na temat żywienia i ryzyka chorób na tle jego wad. Konieczne jest jej wzbogacenie o informacje, jakie konkretne działania na rzecz poprawy sytuacji w tym zakresie trzeba podjąć, jak skorzystać ze wsparcia rodziny, otoczenia itp. Przy planowaniu upowszechniania wiedzy żywieniowej bierze się pod uwagę wiele czynników, które będą miały decydujący wpływ na powodzenie tego przedsięwzięcia. Należy przede wszystkim zadać sobie kilka podstawowych pytań:

- jaki jest cel szerzenia wiedzy o żywieniu,
- kto jest adresatem całego przedsięwzięcia,
- kto będzie go realizował, jaki jest zakres poruszanej kwestii,
- na jakich źródłach będą opierały się rozpowszechniane informacje,
- jakie są możliwe do zastosowania metody nauczania [19].

Edukację zdrowotną należy zacząć już w wieku przedszkolnym gdyż dzieciństwo jest okresem w życiu każdego człowieka, w którym

następuje kształtowanie postaw determinujących przyszłe zachowania. Nawyki żywieniowe kształtują się do 10 roku życia, po tym okresie nadal mogą być modyfikowane, lecz należy mieć na uwadze, że te już nabyte mogą być trudne do zmienienia. Rodzice w tym zakresie są najważniejszym ogniwem. W procesie pierwotnej socjalizacji najbardziej przyczyniają się do kształtowania przyzwyczajeń żywieniowych poprzez dostarczanie odpowiedniej żywności [12]. Polskie dzieci zasad prawidłowego żywienia uczą się już na etapie edukacji przedszkolnej. Główny nacisk na nią jednak jest kładziony w szkołach. Właściwy dobór przekazywanej treści warunkuje skuteczność upowszechniania wiedzy o żywieniu. Treść przekazu powinna być dostosowana do możliwości percepcyjnej osób, do których jest ona kierowana, aby w odpowiedni sposób pobudzić i rozwijać zainteresowanie uczniów problemami żywienia, upowszechnianiem wzorców racjonalnego żywienia, promocją zdrowia oraz żywności ekologicznej. Teraz liczy się wszystko to, co naturalne. Żywność ekologiczna ma lepszy smak w porównaniu z żywnością wytwarzaną przemysłowo. Jednak głównym celem nie ma być udowadnianie uczniom, która marchew jest zdrowsza, ale to, że jest po prostu wartościowym składnikiem odżywczym, smacznym, po który każde dziecko sięgnie chętniej i nie wyrzuci do kosza jeżeli będzie miało możliwość samemu wyhodować tę właśnie marchew czy też inne warzywo lub owoc. Takiego rezultatu nie uzyskamy kupując w sklepie. Nawet szeroko dostępny program „Owoce w szkole” jako długoterminowa zmiana nawyków żywieniowych dzieci i młodzieży poprzez zwiększenie udziału owoców i warzyw w ich codziennej diecie na etapie, na którym kształtują się ich nawyki żywieniowe, jest niewystarczająco atrakcyjny. To nie zachęca, nie mobilizuje, nie oddziałuje w odpowiedni sposób. Do zmian potrzebne są warunki sprzyjające zmianie zachowań, postaw i rozwojowi potencjału tkwiącego w uczniach. Zaangażowanie nauczycieli i programy autorskie, w których zawarte będą działania i metody samodzielnego dochodzenia do wiedzy, poprzez zakładanie np. „klasowych ogródków” pomogą uzyskać zaplanowane efekty. Uczniowie powinni poprzez dostarczaną wiedzę teoretyczną mieć możliwość wykorzystania jej, w różnego rodzaju działaniach, w których wykażą się wiedzą, samodzielnością i odpowiedzialnością. Dbanie o środowisko przyrodnicze, nawyki proekologiczne i prozdrowotne przysługują się jak najbardziej całemu społeczeństwu. Dają szansę na zmianę myślenia i postępowania przyszłych pokoleń w dążeniu do zrównoważonego rozwoju środowiska.

### **3. Zasady postępowania dydaktycznego**

Istotą szeroko pojętych działań edukacyjnych stanowi przestrzeganie zasad postępowania dydaktycznego, które prowadzi do efektywnej realizacji popularyzowania wiedzy ekologicznej. Przegląd podstawowych zasad kształcenia, formułowanych w literaturze dydaktycznej ukazuje ich dużą różnorodność. W podręcznikach do dydaktyki ogólnej takich autorów jak: W. Okonia, C. Kupisiewicza, J. Półturzyckiego, W. Zaczyńskiego sformułowane zasady dydaktyczne są podobne z tym, że daje się zauważyć pewne różnice w ich nazwach i interpretacji. Do najpopularniejszych zasad postępowania dydaktycznego należą:

- zasada świadomej aktywności uczniów,
- zasada pogłębłości,
- zasada przystępności zwana również zasadą stopniowania trudności,
- zasada systematyczności,
- zasada łączenia teorii z praktyką,
- zasada trwałości wiedzy i umiejętności,
- zasada indywidualizacji i pracy w grupie [1].

Pożytecznym w tworzeniu odpowiednich warunków pracy i szeroko pojętych zmian jest świadome i celowe odwoływanie się do doświadczeń niektórych szkół alternatywnych, które stanowią alternatywę wobec koncepcji realizowanych w szkołach państwowych. Są to koncepcje pedagogiczne J. Korczaka, A. Kamińskiego, C. Freineta, A. S. Neilla, ks. J. Bosko, A. Suchodolskiego czy M. Montesorii, która szczególną uwagę przykładła do rozwijania zdolności indywidualnych uczniów i samodzielnego przez nich zdobywania wiedzy; wspierania rozwoju fizycznego, psychicznego i duchowego uczniów łącznie ze szczególnym zapewnieniem im dużego stopnia niezależności, tj. zgodnie z powiedzeniem: „pomóż mi zrobić to samemu”; sporządzania i realizowania planu tygodniowej pracy w grupach, a także nieustannego poszanowania godności osobistej uczniów. Znane są też inne szkoły alternatywne, które mogą okazać się użyteczne w rozwijaniu kompetencji uczniów umożliwiających konieczność dbania o przyrodę, zdrowie i życie w zgodzie z samym sobą. Nawiązanie do nich będzie owocne wychowawczo tylko wtedy, gdy towarzyszy temu krytyczna i twórcza refleksja, to znaczy gdy podejmiemy do nich wybiórczo i będziemy starać się wykorzystać z nich



to, co naprawdę – a nie jedynie z pozoru – może dopomóc w modernizowaniu pracy wychowawczej z uczniami w rozwoju postaw proekologicznych i prozdrowotnych [15].

#### 4. Podsumowanie

Przekonanie o konieczności prowadzenia zajęć z zakresu podnoszenia świadomości uczniów o zdrowej żywności, jej wartościach odżywczych, uprawie i powszechnym marnowaniu żywności przez całe społeczeństwa (problemu w wymiarze społecznym, ekonomicznym i ekologicznym) przyczyni się do podniesienia jakości życia przyszłych pokoleń. Poprzez modyfikację działań i zachowań uczniów, pomniejszy rozbieżność między deklaracjami a ich rzeczywistymi zachowaniami. Wykaże realne potrzeby i warunki życia polskiego społeczeństwa, a dzięki odpowiedniemu warsztatowi metodycznemu nauczycieli efektywnie podniesie świadomość ekologiczną uczniów, którzy poświęcą się problematyce zdrowia i bezpieczeństwa w odniesieniu do własnej osoby i najbliższego otoczenia. S. Mika uważa, że postawa to pewien względnie trwały stosunek emocjonalny lub oceniający do przedmiotu bądź dyspozycja do występowania takiego stosunku, wyrażającego się w kategoriach pozytywnych, negatywnych lub neutralnych [16]. Zdaniem D. Cichy przez postawę rozumie się uformowanie w czasie indywidualnego życia i społecznego rozwoju ucznia, składników osobowości wyrażających się w dążeniu do charakterystycznych nowych, bądź starych, stereotypowych sposobów bycia w określonych sytuacjach. Od postawy zależy preferowane przez jednostkę pewnych celów, wartości i sposobów działania, a odrzucanie innych [4]. W odniesieniu do ochrony środowiska będzie to ukształtowanie u ucznia motywacji do zdobywania wiedzy o współczesnym stanie środowiska, istniejących zasobach, ich ochronie o odpowiedniej eksploatacji; właściwego postępowania w najbliższym środowisku ucznia; rozumienia wartości przyrodniczych, ekonomicznych, kulturowych i społecznych środowiska dla jednostek i społeczeństwa; odpowiedzialności obywatelskiej za wszelkie poczynania w środowisku przyrodniczym w kręgu oddziaływań jednostki, zgodnie z możliwościami jej wieku i zajmowanej funkcji w społeczeństwie [4]. Postawa proekologiczna to konkretne działania na rzecz ochrony środowiska, jest efektem nabycia wiedzy i wrażliwości ekologicznej człowieka świadomego [11].

## Literatura

1. **Bereźnicki F.:** *Podstawy dydaktyki*. Wyd. Impuls, Kraków. 2008.
2. **Borzucka-Sitkiewicz K.:** *Promocja zdrowia i edukacja zdrowotna*. Wyd. Impuls, Kraków. 2006.
3. **Ciborowska H., Rudnicka A.:** *Dietetyka*. Wyd. PZWL, Warszawa. 2009.
4. **Cichy D.:** *Przygotowanie młodzieży do ochrony i kształtowania środowiska*. LOP, Warszawa. 1984.
5. **Denek K.:** *O nowy kształt edukacji*. Akapit, Toruń. 1998.
6. **Gawęcki J.:** *Żywnienie człowieka*. Tom I, Wyd. PWN, Warszawa. 2010.
7. **Gertig H., Przysławski J.:** *Bromatologia*. Wyd. PZWL, Warszawa. 2007.
8. **Hłobil A.:** *Teoria i praktyka edukacji ekologicznej na rzecz zrównoważonego rozwoju w Polsce*. Problemy Ekorozwoju, Problems of Sustainable Development, Vol. 5, No 2. 2010;
9. **Jarosz M., Bulhak-Jachymczak B.:** *Normy żywienia człowieka*. Wyd. Lekarskie PZWL, Warszawa. 2008.
10. **Kalinowska A.:** *Ekologia – wybór przyszłości*. Editions Spotkania, Warszawa. 1991.
11. **Koźmicki E.:** *Podstawowe problemy etyki ekologicznej*. W: Humanistyka i ekologia, B. Andrzejewski (red.), Poznań. 1992.
12. **Kozioł-Kozakowska A., Piórecka B., Szlegel-Zawadzka M.:** *Program edukacji żywieniowej dla dzieci w wieku przedszkolnym i ich rodziców realizowany w Krakowie*. Studia Medyczne. 2008.
13. **Kozłowski S.:** *Droga do ekorozwoju*. PWN, Warszawa. 1994.
14. **Łobocki M.:** *Teoria wychowania w zarysie*. Wyd. Impuls, Kraków. 2007.
15. **Mika S.:** *Wstęp do psychologii społecznej*. PWN, Warszawa. 1975.
16. **Sochacka-Tatara E., Pac A., Majewska R.:** *Ocena żywienia za pomocą wywiadu żywieniowego przez Internet*. Probl. Hig. Epidemiol., 90 (suplement1), 19 (2009).
17. **Tyburski W.:** *Komponenty kultury ekologicznej*. W: Postawy kultury ekologicznej, Dołęga J.M. (red.), Zeszyty Naukowe Komitetu Człowiek Środowisko przy Prezydium PAN, Warszawa, vol. 32, 22 (2002).
18. **Wardle J., Parmentel K., Waller J.:** *Nutrition knowledge and fintake*. Appetite, 34(3), 269–275 (2000).
19. **Wdowiak J., Tłuścik M., Maciejowska-Zych R., Mazur D., Kusio M., Kowalczyk-Pawlak B., Oziębło B.:** *Program edukacji prozdrowotnej II etap*. Edukacyjny Zespół Szkół i Placówek Oświatowych, Magnuszew. 2003.
20. **Wodarczyk H.:** *Cele i zadania edukacji zdrowotnej*. (dostęp 13.02.2012) [http://www.przedszkola.edu.pl/\\_publikacje07/CELE\\_I\\_ZADANIA-referat.doc](http://www.przedszkola.edu.pl/_publikacje07/CELE_I_ZADANIA-referat.doc) 2009.

21. **Woynarowska B.:** *Edukacja zdrowotna*. Wyd. PWN, Warszawa. 2010.
22. <http://www.niemarnuje.pl> i [www.bankizywnosci.pl](http://www.bankizywnosci.pl)

## **Influence of Environmental and Health Education on Change of Behaviour, Attitudes and Quality of Life of Students**

### **Abstract**

The future of man depends on maintaining harmony with nature. To live on earth we need the right environment, the existing continuous and uninterrupted. Commonly the "environment" is defined as all environmental factors, both abiotic (so-called physical environment) and biotic (living organisms environment), which are of direct relevance to the life and development of the organism of the species. Nature that surrounds us is a silent partner of man, as yet very submissive to him and apparently weaker. Increasingly, we are aware of the risks and how much depends on our consciousness and attitudes. Effective environmental protection is possible if the interaction turns the whole society. The task becomes a key environmental education opportunity for the carrier changes in treatment of people and a new environmental awareness and to create a genuine sensitivity to the problems of their own immediate environment and of health. The basic activities should be public education, which should start from an early age. Today, ecology and its problems are one of the most important elements of human existence and the basis of quality of life of modern societies. Wake environmental awareness and education of future generations must be based on wide-ranging environmental education, which is the subject of teaching and educational activities, prepares to solve practical environmental problems. It is characterized by an interdisciplinary approach that shapes the sense of responsibility and ability to engage every person and community in common action. It should be an integral part of the learning process, and it should include all groups of people:

- the general public,
- groups of professionals – social, whose activities have a significant impact on the environment,
- scientists and specialists of the natural and social interests, related to the environment [14].

---

## Addresses of Editorial Committee members

### Section's Editors

Chairman,

*Professor Tadeusz Piecuch,*

Head of the Division of Water-Sludge  
Technology and Waste Utilization,  
Koszalin University of Technology,  
Śniadeckich 2,  
75-453 Koszalin  
Tel. +48943478525,  
mobile +48609800439

Editor-in-Chief,  
Water-Sludge Technology  
and Waste Utilization

Vice-Chairman,

*Professor Wojciech Piotrowski,*

Head of the Division of Biological Agriculture  
Fundamentals, Koszalin University of Technology,  
Raławicka 15-17,  
75-620 Koszalin  
Tel. +48943478301

Associate Editor,  
Ecological Agriculture

Vice-Chairman,

*Professor Aleksander Szkarowski*

Saint-Petersburg State University of Architecture  
and Civil Engineering (SPSUACE)  
2-nd Krasnoarmejskaia St. 4,  
190005 St. Petersburg, Russia,  
phone +78125750535  
Head of Division of Networks and Sanitary  
Installations Koszalin University of Technology,  
Śniadeckich 2,  
75-453 Koszalin  
Tel. +48943478588

Associate Editor,  
Power Industry, Networks  
and Installations

*Professor Włodzimierz Deluga*

Head of Division of Marketing and Service,  
Koszalin University of Technology,  
Kwiatkowskiego 6E,  
75-620 Koszalin  
Tel. +48943439149

Associate Editor,  
Economics of  
Environment Protection

*Professor Józef Domagała*  
Head of Division of General Zoology,  
University of Szczecin,  
ul. Felczaka 3C,  
71-412 Szczecin  
Tel. +48914441623

Associate Editor,  
Nature Reserves,  
Protection  
of Life and Health  
of Animals

*PhD, Eng Tomasz Dąbrowski*  
Division of Water-Sludge Technology and Waste  
Utilization, Koszalin University of Technology,  
Śniadeckich 2,  
75-453 Koszalin  
Tel. +48943486712

Associate Editor,  
International Co-operation

*Professor Jan Hehlmann*  
Head of Division of Chemical and Process  
Equipment,  
Silesian University of Technology,  
M. Strzody 7,  
44-101 Gliwice  
Tel. +48322371922

Associate Editor,  
Chemical Engineering  
and Equipment

*MD Seweryn Jurgielaniec*  
ex MoP of The Seym of the Republic of Poland,  
1 Maja 26/1,  
78-200 Białogard  
mobile +48602788 544

Associate Editor,  
Ecological and Health  
Education

*Professor Hanna Obarska-Pempkowiak*  
Head of Division of Water and Sewage  
Technology, Gdańsk University of Technology,  
Narutowicza 11/12,  
80-233 Gdańsk  
Tel. +48583472319

Associate Editor,  
Biotechnology

*Professor Janusz Pempkowiak,*  
Head of Institute of Oceanology  
Polish Academy of Sciences,  
Powstańców Warszawy 55,  
81-712 Sopot  
Tel. +48585517281

Associate Editor,  
Sea, Lake and River  
Chemistry and  
Biochemistry

*Professor Czesława Rosik-Dulewska*  
Institute of Environmental Engineering  
Polish Academy of Sciences, Zabrze,  
M. Skłodowskiej-Curie 34,  
41-819 Zabrze  
Tel. +48322716481

Associate Editor,  
Land Surface Protection

*Professor Mirosław Szklarczyk*  
Institute of Environment Protection Engineering,  
Wrocław University of Technology,  
Wybrzeże Wyspiańskiego 27,  
50-370 Wrocław  
Tel. +48713202055

Associate Editor,  
Air Protection, Gas  
Neutralization  
and De-Dusting

*Professor Kazimierz Szymański*  
Vice Rector for Students' Affairs,  
Koszalin University of Technology,  
Head of Division of Waste Management  
Śniadeckich 2,  
75-453 Koszalin  
Tel. +48 94 3478570

Associate Editor,  
Chemistry

### **Technical Editors**

*PhD, Eng Tomasz Dąbrowski, PhD, Eng Janusz Dąbrowski*  
Division of Water-Sludge Technology and Waste Utilization,  
Koszalin University of Technology,  
ul. Śniadeckich 2,  
75-453 Koszalin  
Tel. +48 94 3486712

## Adresy kontaktowe członków Komitetu Redakcyjnego

### Redaktorzy Działowi

Przewodniczący

*prof. dr hab. inż. Tadeusz Piecuch*

Kierownik Katedry Techniki Wodno-Mułowej

i Utylizacji Odpadów Politechniki

Koszalińskiej,

ul. Śniadeckich 2,

75-453 Koszalin

tel. służbowy +943478525,

tel. kom. 609800439

Redaktor działu – technika  
wodno-ściekowa i utylizacja  
odpadów

Z-ca Przewodniczącego

*prof. dr hab. inż. Wojciech Piotrowski*

Kierownik Katedry Biologicznych Podstaw

Rolnictwa Politechniki Koszalińskiej,

ul. Raławicka 15-17,

75-620 Koszalin

tel. służbowy +943478301

Redaktor działu – rolnictwo  
ekologiczne

Z-ca Przewodniczącego

*prof. dr hab. inż. Aleksander Szkarowski –*

Saint-Petersburg State University of Architecture  
and Civil Engineering (SPSUACE)

2-nd Krasnoarmejskaia St. 4,

190005 St. Petersburg, Russia

tel. +78125750535

Kierownik Katedry Sieci i Instalacji

Sanitarnych Politechniki Koszalińskiej,

ul. Śniadeckich 2,

75-453 Koszalin

tel. służbowy +943478588

Redaktor działu – energetyka,  
sieci i instalacje

*Prof. dr hab. Włodzimierz Deluga*

Kierownik Zakładu Marketingu i Usług

Politechniki Koszalińskiej,

ul. Kwiatkowskiego 6e,

75-343 Koszalin

tel. służbowy +943439149

Redaktor działu – ekonomika  
ochrony środowiska

---

*Prof. dr hab. inż. Józef Domagała*  
Kierownik Katedry Zoologii Ogólnej  
Uniwersytetu Szczecińskiego,  
ul. Felczaka 3C,  
71-412 Szczecin  
tel. służbowy +914441623

Redaktor działu – rezerwaty  
przyrody – ochrona życia  
i zdrowia zwierząt

*dr inż. Tomasz Dabrowski*  
Katedra Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji  
Odpadów Politechniki Koszalińskiej,  
ul. Śniadeckich 2,  
75-453 Koszalin  
tel. służbowy +943486712

Redaktor działu – współpraca  
z zagranicą

*Prof. dr hab. inż. Jan Hehlmann*  
Kierownik Katedry Aparatury Chemicznej  
i Procesowej  
Politechniki Śląskiej,  
ul. M. Strzody 7,  
44-100 Gliwice  
tel. służbowy +322371922

Redaktor działu – inżynieria  
i aparatura chemiczna

*Lek. med. Seweryn Jurgielaniec*  
były Poseł I, II, III, IV Kadencji Sejmu RP,  
ul. 1 Maja 26/1,  
78-200 Białogard  
tel. kom. 0602 788 544

Redaktor działu – edukacja  
ekologiczna i zdrowotna

*Prof. dr hab. inż. Hanna Obarska-Pempkowiak*  
Kierownik Katedry Technologii Wody  
i Ścieków Politechniki Gdańskiej,  
ul. Narutowicza 11/12,  
80-233 Gdańsk  
tel. służbowy +583472319

Redaktor działu –  
biotechnologia



*Prof. dr hab. Janusz Pempkowiak*  
Dyrektor Instytutu Oceanologii PAN,  
ul. Powstańców Warszawy 55,  
81-712 Sopot  
tel. służbowy +585517281

Redaktor działu – chemia  
i biochemia morza, jezior  
i rzek

*Prof. dr hab. inż. Czesława Rosik-Dulewska*  
Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska  
PAN, Zabrze,  
ul. M. Skłodowskiej-Curie 34,  
41-819 Zabrze  
tel. służbowy +322716481

Redaktor działu – ochrona  
powierzchni ziemi

*Prof. dr hab. inż. Mirosław Szklarczyk*  
Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska,  
Politechnika Wrocławska,  
Wybrzeże Wyspiańskiego 27,  
50-370 Wrocław  
tel. służbowy +713202055

Redaktor działu – ochrona  
powietrza, neutralizacja  
i odpylanie gazów

*Prof. dr hab. Kazimierz Szymański*  
Prorektor ds. Studenckich  
Politechniki Koszalińskiej  
Kierownik Katedry Gospodarki Odpadami  
ul. Śniadeckich 2,  
75-453 Koszalin  
tel. służbowy +943478570

Redaktor działu – chemia

### **Redaktorzy techniczni**

*dr inż. Tomasz Dąbrowski, dr inż. Janusz Dąbrowski*  
Katedra Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji Odpadów  
Politechniki Koszalińskiej,  
ul. Śniadeckich 2,  
75-453 Koszalin  
tel. służbowy +943486712

---

## **The list of Institutions – Libraries where this publication has been forwarded**

Thomson Reuters  
500 Spring Garden Street, 4th Floor, Pa 19130, Philadelphia, USA

St. Petersburg State University of Architecture  
and Civil Engineering  
2-nd Krasnoarmeiskaia St. 4, 190005 St. Petersburg, Russia

Universitaetsbibliothek Hannover und  
Technische Informationsbibliothek (UB/TIB)  
East-European Department/Exchange  
Welfengarten 1B  
30167 Hannover

Polish National Library  
Al. Niepodległości 213, 02-086 Warszawa

Library of Institute of Environmental Engineering  
of the Polish Academy of Sciences  
M. Curie Skłodowskiej 34, 41-819 Zabrze

Library of Białystok University of Technology  
Zwierzyniecka 16, 15-333 Białystok

Library of Częstochowa University of Technology  
Aleja Armii Krajowej 36, 42-200 Częstochowa

Library of Gdańsk University of Technology  
G. Narutowicza 11/12, 80-952 Gdańsk

Library of Koszalin University of Technology  
Raclawicka 15/17, 75-620 Koszalin

Library of Kraków University of Technology  
Warszawska 24, 31-155 Kraków

Library of Lublin University of Technology  
Nadbystrzycka 36A, 20-618 Lublin

Library of Łódź University of Technology  
Wólczajska 223, 90-924 Łódź

Library of Poznań University of Technology  
Piotrowo 2, 61-139 Poznań

Library of Szczecin University  
Mickiewicza 16, 70-384 Szczecin

Library of West Pomeranian University of Technology  
Ku Słońcu 140, 71-073 Szczecin

Library of Silesian University of Technology in Gliwice  
Kaszubska 23, 44-100 Gliwice

Library of Silesian University of Technology branch in Katowice  
Kraśnińskiego 8, 40-019 Katowice

Library of Warsaw University of Technology  
Pl. Politechniki 1, 00-661 Warszawa

Library of Wrocław University of Technology  
Wybrzeże S. Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław

---

## Wykaz Instytucji – Bibliotek, do których zawsze przekazywano wydawnictwo

- Thomson Reuters  
500 Spring Garden Street, 4th Floor, Pa 19130, Philadelphia, USA
- St. Petersburg State University of Architecture  
and Civil Engineering  
2-nd Krasnoarmejskaia St. 4, 190005 St. Petersburg, Russia
- Universitaetsbibliothek Hannover und  
Technische Informationsbibliothek (UB/TIB)  
East-European Department/Exchange  
Welfengarten 1B  
30167 Hannover
- Biblioteka Narodowa  
Al. Niepodległości 213, 02-086 Warszawa
- Biblioteka Instytutu Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk  
ul. M. Curie Skłodowskiej 34, 41-819 Zabrze
- Biblioteka Politechniki Białostockiej  
ul. Zwierzyniecka 16, 15-333 Białystok
- Biblioteka Politechniki Częstochowskiej  
Aleja Armii Krajowej 36, 42-200 Częstochowa
- Biblioteka Politechniki Gdańskiej  
ul. G. Narutowicza 11/12, 80-952 Gdańsk
- Biblioteka Politechniki Koszalińskiej  
ul. Raclawicka 15/17, 75-620 Koszalin
- Biblioteka Politechniki Krakowskiej  
ul. Warszawska 24, 31-155 Kraków
- Biblioteka Politechniki Lubelskiej  
ul. Nadbystrzycka 36A, 20-618 Lublin
- Biblioteka Politechniki Łódzkiej  
ul. Wólczańska 223, 90-924 Łódź
- Biblioteka Politechniki Poznańskiej  
ul. Piotrowo 2, 61-139 Poznań
- Biblioteka Uniwersytetu Szczecińskiego  
ul. Mickiewicza 16, 70-384 Szczecin
- Biblioteka Zachodniopomorskiego Uniwersytetu Technologicznego  
ul. Ku Słońcu 140, 71-073 Szczecin
- Biblioteka Politechniki Śląskiej w Gliwicach  
ul. Kaszubska 23, 44-100 Gliwice
- Biblioteka Politechniki Śląskiej filia w Katowicach  
ul. Krasińskiego 8, 40-019 Katowice
- Biblioteka Politechniki Warszawskiej  
Pl. Politechniki 1, 00-661 Warszawa
- Biblioteka Politechniki Wrocławskiej  
Wybrzeże S. Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław