

MIDDLE POMERANIAN SCIENTIFIC SOCIETY
OF THE ENVIRONMENT PROTECTION
ŚRODKOWO-POMORSKIE TOWARZYSTWO NAUKOWE
OCHRONY ŚRODOWISKA

Annual Set
The Environment Protection
Volume 18. Year 2016
Part 1

Rocznik
Ochrona Środowiska
Tom 18. Rok 2016
Część 1

Koszalin, Poland 2016



MIDDLE POMERANIAN SCIENTIFIC SOCIETY
OF THE ENVIRONMENT PROTECTION

Annual Set
The Environment Protection
Volume 18. Year 2016

Koszalin 2016

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),
Miroslaw Krzemieniewski,
Renata Krzyżyńska,
Karl E. Lorber (Austria),
Lesław Macieik
(vice Secretary),

Hanna Obarska-Pempkowiak,
Janusz Pempkowiak,
Tadeusz Piecuch
(Chairman),
Jacek Piekarski
(vice Chairman),
Małgorzata Pilecka-Rapacz,
Wojciech Piotrowski
(vice Chairman),
Czesława Rosik-Dulewska,
Aleksander Szkarowski (Russia)
(vice Chairman),
Kazimierz Szymański.

Editor in Chief – Scientific Editor

Tadeusz Piecuch

Technical Editors

Janusz Dąbrowski, Tomasz Dąbrowski

Website Editor <http://ros.edu.pl>

Jacek Piekarski

Annual Set The Environment Protection is covered by:
Polish Ministry of Science and Higher Education – Part A, no. 9867
Journal Rankings of Environmental Science
Master Journal List, Thomson Reuters

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

Edition 500 copies, 51,4 publishing sheets, format B-5
Printed by: INTRO-DRUK, Koszalin

Reviewers

Stanisław Biedugnis, *Warsaw University of Technology*
Witold Biedunkiewicz, *West Pomeranian University of Technology, Szczecin*
Tomasz Boczar, *Opole University of Technology*
Wiesław S. Blaschke, *Institute of Mechanised Construction and Rock Mining, Katowice*
Czesław Cempel, *Central Institute for Labour Protection*
– *National Research Institute, Warsaw*
Jacek Czekala, *Poznan University of Life Sciences*
Henryk Czyż, *West Pomeranian University of Technology, Szczecin*
Włodzimierz Deluga, *Koszalin University of Technology*
Marcin Dębowski, *University of Warmia and Mazury, Olsztyn*
Józef Domagała, *Szczecin University*
Mariusz Dudziak, *Silesian University of Technology, Gliwice*
Marzenna R. Dudzińska, *Lublin University of Technology*
Tadeusz Durkowski, *West Pomeranian University of Technology, Szczecin*
Ewa Dzika, *University of Warmia and Mazury, Olsztyn*
Elżbieta Gaweł-Luty, *Polish Naval Academy, Gdynia*
Mariusz Gizowski, *Gdansk University of Physical Education and Sport*
Jan Hehlmann, *Silesian University of Technology, Gliwice*
Katarzyna Juda-Rezler, *Warsaw University of Technology*
Małgorzata Kabsch-Korbutowicz, *Wrocław University of Technology*
Ewa Karwowska, *Warsaw University of Technology*
Adam Krysztofiak, *Poznan University of Life Sciences*
Mirosław Krzemieniewski, *University of Warmia and Mazury, Olsztyn*
Renata Krzyżyńska, *Wrocław University of Technology*
Maciej Kuboń, *University of Agriculture in Krakow*
Stanisław Legutko, *Poznan University of Technology*
Bogusław Liberadzki, *Warsaw School of Economics*
Aleksander Lutyński, *Silesian University of Technology, Gliwice*
Jan Mazurkiewicz, *Poznan University of Life Sciences*
Jarosław Mikielwicz, *Institute of Fluid-Flow Machinery*
Polish Academy of Sciences, Gdańsk
Korneliusz Miksch, *Silesian University of Technology, Gliwice*
Antoni T. Miler, *Poznan University of Life Sciences*
Rafał Miłaszewski, *Bialystok University of Technology*
Cardinal Wyszyński University in Warsaw
Eugeniusz Mokrzycki, *Mineral and Energy Economy Research Institute PAS, Cracow*
Elena Neverova-Dziopak, *Rzeszow University of Technology*
Krzysztof Nowacki, *Silesian University of Technology, Katowice*
Hanna Obarska-Pempkowiak, *Gdańsk University of Technology*
Anatoliy Pavlenko, *Poltava National Technical Yuri Kondratyuk University*
Małgorzata Pawłowska, *Lublin University of Technology*
Lucjan Pawłowski, *Lublin University of Technology*
Tadeusz Pawłowski, *Industrial Institute of Agricultural Engineering, Poznan*
Janusz Pempkowiak, *Institute of Oceanology PAS, Sopot*

Tadeusz Piecuch, *Koszalin University of Technology*
Jacek Piekarski, *Koszalin University of Technology*
Małgorzata Pilecka-Rapacz, *Szczecin University*
Tomasz Piskier, *Koszalin University of Technology*
Tomasz Ponikiewski, *Silesian University of Technology, Gliwice*
Grzegorz Prokopski, *Rzeszow University of Technology*
Mikołaj Protasowicki, *West Pomeranian University of Technology, Szczecin*
Włodzimierz Przybylski, *Gdańsk University of Technology*
Jerzy Ratajski, *Koszalin University of Technology*
Czesława Rosik-Dulewska, *Institute of Environmental Engineering PAS, Zabrze*
Miłoslawa Rutkowska, *Koszalin University of Technology*
Zofia Sadecka, *University of Zielona Góra*
Izabela Siebielska, *Koszalin University of Technology*
Jerzy Siepak, *State College of Higher Education, Gniezno*
Izabela Sówka, *Wrocław University of Technology*
Piotr Stachowski, *Poznan University of Life Sciences*
Małgorzata Stasińska, *Szczecin University*
Joanna Surmacz-Górska, *Silesian University of Technology, Gliwice*
Aleksander Szkarowski, *Koszalin University of Technology*
St.Petersburg State Polytechnical University
Kazimierz Szymański, *Koszalin University of Technology*
Jan Węslawski, *Institute of Oceanology PAS, Sopot*
Miroslaw Wiatkowski, *Wrocław University of Environmental and Life Sciences*
Grzegorz Wielgosiński, *Lodz University of Technology*
Jan Winter, *Warsaw University of Technology*
Maria Włodarczyk-Makula, *Czestochowa University of Technology*
Piotr Wodziński, *Lodz University of Technology*
Janusz Wojdalski, *Warsaw University of Life Sciences*
Wanda Woronowicz, *Pomeranian University, Słupsk*
Danuta Zawadzka, *Koszalin University of Technology*
Paweł Zarzycki, *Koszalin University of Technology*
Jerzy Zwoździak, *Institute of Meteorology and Water Management*
– *National Research Institute, Warsaw*



ŚRODKOWO-POMORSKIE TOWARZYSTWO NAUKOWE
OCHRONY ŚRODOWISKA

Rocznik
Ochrona Środowiska
Tom 18. Rok 2016

Koszalin 2016

Komitet Naukowy – Wydawniczy – Rada Programowa

Waldemar Borjaniec
(Sekretarz Naukowy),
Tomasz Dąbrowski,
Włodzimierz Deluga,
Józef Domagała,
Zdzisław Harabin,
Jan Hehlmann,
Alexander V. Ivanov (Rosja),
Mirosław Krzemieniewski,
Renata Krzyżyńska,
Karl E. Lorber (Austria),
Lesław Macieik
(z-ca Sekretarza),

Hanna Obarska-Pempkowiak,
Janusz Pempkowiak,
Tadeusz Piecuch
(Przewodniczący),
Jacek Piekarski
(z-ca Przewodniczącego),
Małgorzata Pilecka-Rapacz,
Wojciech Piotrowski
(z-ca Przewodniczącego),
Czesława Rosik-Dulewska,
Aleksander Szkarowski (Rosja),
(z-ca Przewodniczącego),
Kazimierz Szymański.

Redaktor Naczelny – Redaktor Naukowy

Tadeusz Piecuch

Redaktor Techniczny

Janusz Dąbrowski, Tomasz Dąbrowski

Redaktor strony internetowej <http://ros.edu.pl>

Jacek Piekarski

Rocznik Ochrona Środowiska znajduje się w wykazie czasopism:
Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego – Część A, poz. 9867
Journal Rankings of Environmental Science
Master Journal List, Thomson Reuters

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

Nakład 500 egzemplarzy, ark. wyd. 51,4, format B-5
Druk: INTRO-DRUK, Koszalin

Recenzenci

- Stanisław Biedugnis, *Politechnika Warszawska*
Witold Biedunkiewicz, *Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny, Szczecin*
Tomasz Boczar, *Politechnika Opolska*
Wiesław S. Blaschke, *Instytut Mechanizacji Budownictwa
i Górnictwa Skalnego, Katowice*
Czesław Cempel, *Centralny Instytut Ochrony Pracy, Warszawa*
Jacek Czekala, *Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*
Henryk Czyż, *Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny, Szczecin*
Włodzimierz Deluga, *Politechnika Koszalińska*
Marcin Dębowski, *Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*
Józef Domagała, *Uniwersytet Szczeciński*
Mariusz Dudziak, *Politechnika Śląska, Gliwice*
Marzenna R. Dudzińska, *Politechnika Lubelska*
Tadeusz Durkowski, *Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny, Szczecin*
Ewa Dzika, *Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*
Elżbieta Gawel-Luty, *Akademia Marynarki Wojennej, Gdynia*
Mariusz Gizowski, *Akademia Wychowania Fizycznego i Sportu, Gdańsk*
Jan Hehlmann, *Politechnika Śląska, Gliwice*
Katarzyna Juda-Rezler, *Politechnika Warszawska*
Małgorzata Kabsch-Korbutowicz, *Politechnika Wroclawska*
Ewa Karwowska, *Politechnika Warszawska*
Adam Krysztofiak, *Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*
Mirosław Krzemieniewski, *Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*
Renata Krzyżyńska, *Politechnika Wroclawska*
Maciej Kuboń, *Uniwersytet Rolniczy, Kraków*
Stanisław Legutko, *Politechnika Poznańska*
Bogusław Liberadzki, *Szkoła Główna Handlowa, Warszawa*
Aleksander Lutyński, *Politechnika Śląska, Gliwice*
Jan Mazurkiewicz, *Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*
Jarosław Mikielawicz, *Instytut Maszyn Przepływowych, Gdańsk*
Korneliusz Miksch, *Politechnika Śląska, Gliwice*
Antoni T. Miler, *Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*
Rafał Miłaszewski, *Politechnika Białostocka
Uniwersytet Kardynała Stefana Wyszyńskiego, Warszawa*
Eugeniusz Mokrzycki, *Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi
i Energią PAN, Kraków*
Elena Neverova-Dziopak, *Politechnika Rzeszowska*
Krzysztof Nowacki, *Politechnika Śląska, Katowice*
Hanna Obarska-Pempkowiak, *Politechnika Gdańska*
Anatolij Pavlenko, *Poltawski Narodowy Uniwersytet, Ukraina*
Małgorzata Pawłowska, *Politechnika Lubelska*
Lucjan Pawłowski, *Politechnika Lubelska*
Tadeusz Pawłowski, *Przemysłowy Instytut Maszyn Rolniczych, Poznań*

Janusz Pempkowiak, *Instytut Oceanologii PAN, Sopot*
Tadeusz Piecuch, *Politechnika Koszalińska*
Jacek Piekarski, *Politechnika Koszalińska*
Małgorzata Pilecka-Rapacz, *Uniwersytet Szczeciński*
Tomasz Piskier, *Politechnika Koszalińska*
Tomasz Ponikiewski, *Politechnika Śląska, Gliwice*
Grzegorz Prokopski, *Politechnika Rzeszowska*
Mikołaj Protasowicki, *Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny, Szczecin*
Włodzimierz Przybylski, *Politechnika Gdańska*
Jerzy Ratajski, *Politechnika Koszalińska*
Czesława Rosik-Dulewska, *Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, Zabrze*
Miłoslawa Rutkowska, *Politechnika Koszalińska*
Zofia Sadecka, *Uniwersytet Zielonogórski*
Izabela Siebielska, *Politechnika Koszalińska*
Jerzy Siepak, *Państwowa Wyższa Szkoła Zawodowa, Gniezno*
Izabela Sówka, *Politechnika Wroclawska*
Piotr Stachowski, *Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*
Małgorzata Stasińska, *Uniwersytet Szczeciński*
Joanna Surmacz-Górska, *Politechnika Śląska, Gliwice*
Aleksander Szkarowski, *Politechnika Koszalińska*
St. Petersburg State Polytechnical University
Kazimierz Szymański, *Politechnika Koszalińska*
Jan Węslawski, *Instytut Oceanologii PAN, Sopot*
Mirosław Wiatkowski, *Uniwersytet Przyrodniczy, Wrocław*
Grzegorz Wielgosiński, *Politechnika Łódzka*
Jan Winter, *Politechnika Warszawska*
Maria Włodarczyk-Makula, *Politechnika Częstochowska*
Piotr Wodziński, *Politechnika Łódzka*
Janusz Wojdalski, *Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa*
Wanda Woronowicz, *Akademia Pomorska, Słupsk*
Danuta Zawadzka, *Politechnika Koszalińska*
Paweł Zarzycki, *Politechnika Koszalińska*
Jerzy Zwoździak, *Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut
Badawczy, Warszawa*

Table of Contents

In Memory of Andrzej Królikowski	17
1. A.V. Ivanov, M.V. Balanovski, J.A. Fatykhov <i>Information Support for Monitoring of the Sphere of Solid Municipal Waste Treatment</i>	18
2. Mohamed Helmy Abdel-Aziz, Saud Gutub, Mohamed Fekry Soliman, Mohamed Bassyouni <i>Removal of Fe⁺⁺ from Wastewater Using Sludge-polymer Hybrid Adsorbents</i>	28
3. Slavomír Bucher <i>Measuring of Environmental Performance Index in Europe</i>	46
4. Goran Rajović, Jelisavka Bulatović <i>Zoning as a Condition of Sustainable Agriculture Northeastern Montenegro: A Case Study</i>	65
5. Janusz Wojdalski, Józef Grochowicz, Adam Ekielski, Kamila Radecka, Sylwester Stępnia, Arkadiusz Orłowski, Iwona Florczak, Bogdan Drożdż, Tomasz Żelaziński, Grzegorz Kosmala <i>Production and Properties of Apple Pomace Pellets and their Suitability for Energy Generation Purposes</i>	89
6. Jacek Katzer, Jacek Domski <i>Specific Properties of Waste Ceramic Aggregate Concrete Reinforced by Steel Fibre</i>	112
7. Iwona Zawieja <i>Characteristics of Excess Sludge Subjected to Disintegration</i>	124
8. Krzysztof Kukielka <i>Ecological Aspects of the Implementation of New Technologies Processing for Machinery Parts</i>	137
9. Wiesław S. Blaschke, Józef Szafarczyk, Ireneusz Baic <i>Current State, Improvements and Latest Trends in Coal Preparation in Poland</i>	158
10. Paweł Kalduński, Łukasz Bohdal, Jarosław Chodór, Agnieszka Kulakowska, Radosław Patyk <i>Determination of Energy Expenditure in the Drawing Process in the Aspect of Environment Protection</i>	171
11. Karol Mrozik <i>Assessment of Retention Potential Changes as a Key Element of Suburbanization Monitoring on Example of an Ungauged Catchment in Poznań Metropolitan Area (Poland)</i>	188
12. Kazimierz Banasik, Leszek Hejduk, Donald E. Woodward, Jerzy Banasik <i>Flood Peak Discharge vs. Various CN and Rain Duration in a Small Catchment</i>	201
13. Lilianna Bartoszek, Piotr Koszelnik <i>Assessment of Phosphorus Retention in the Bottom Sediments of the Solina-Myczkowce Complex of Reservoirs</i>	213
14. Bożena Szejniuk, Katarzyna Budzińska, Anita Jurek, Adam Traczykowski, Magdalena Michalska, Krzysztof Berleć <i>Elimination of Bacteria Listeria monocytogenes in Sewage from Meat Industry in Varied Temperature Conditions</i>	231

15.	Jolanta Kanclerz, Klaudia Borowiak, Mirosław Mleczek, Ryszard Staniszewski, Marta Lisiak <i>Phragmites australis</i> and <i>Typha angustifolia</i> as Potential Accumulators of Zinc and Copper in Water Ecosystem at City Area	246
16.	Katarzyna Budzińska, Bożena Szejniuk, Anita Jurek <i>Inactivation of Ascaris suum</i> Eggs During the Process of Sewage Sludge Composting in Piles	258
17.	Józef Domagała, Przemysław Czerniejewski, Małgorzata Pilecka-Rapacz Growth Rate, Age and Size Structure of the Alien Pumpkinseed, <i>Lepomis gibbosus</i> (L., 1758) Population from a Heated-water Discharge Canal of a Power Plant in the Lower Stretch of the Oder River, Poland	273
18.	Antoni Grzywna, Agnieszka Kamińska, Andrzej Bochniak Analysis of Spatial Variability in the Depth of the Water Table in Grassland Areas	291
19.	Jozefína Pokrývková, Lenka Lackóová, Jakub Fuska, Lucia Tátošová, Agnieszka Policht-Latawiec The Impact of Air Pollution on Rainwater Quality	303
20.	Jolanta Kanclerz, Klaudia Borowiak, Mirosław Mleczek, Ryszard Staniszewski, Marta Lisiak, Ewelina Janicka Cadmium and Lead Accumulation in Water and Macrophytes in an Artificial Lake	322
21.	Anna Dębska, Sebastian Koziółek, Jerzy Bieniek, Andrzej Białowiec The Biogas Production Potential from Wrocław Zoological Garden	337
22.	Mariusz Gizowski, Paulina Mamiedow, Izabela Piecuch Education in the Protection of the Planet Earth	352
23.	Maciej Gliniak, Wiktoria Sobczyk, Izabela Wielewska Spatial Variability of Physicochemical Parameters of Soil in Highly Saline Areas	372
24.	Norbert Chamier-Gliszczyński, Tadeusz Bohdal Mobility in Urban Areas in Environment Protection	387
25.	Zofia Sadecka, Monika Suchowska-Kisielewicz The Possibility of Using Organic Substrates in the Fermentation Process	400
26.	Anna Kowalczyk, Tadeusz Piecuch Application of Essential Oil as a Substitute of Flocculant in the Process of Mechanical Dewatering of Municipal Sewage Sludge	414
27.	Leon Kukielka, Krzysztof Kukielka, Agnieszka Kulakowska, Zbyszek Zbytek, Aleksander Lubiński, Jacek Lubiński Innovative Solutions in Terms of Environmental Protection in the New Generation of the Seed Pickling Machine	445
28.	Tomasz Mirowski Utilization of Biomass for Energy Purpose Versus Reduction of Emission of Air Pollutants from Municipal and Households Sector	466

29.	Agnieszka Kulakowska, Radosław Patyk, Łukasz Bohdal, Paweł Kalduński, Jarosław Chodór <i>Chosen Aspects of Ecoinnovative Burnishing Process</i> _____	478
30.	Iwona Skoczko, Piotr Ofman, Ewa Szatyłowicz <i>Using Artificial Neural Networks for Modeling Wastewater Treatment in Small Wastewater Treatment Plant</i> _____	493
31.	Malgorzata Smuga-Kogut <i>The Utilization of the Corn Stover in Production of the Second Generation Biofuel</i> _____	507
32.	Antoni Grzywna, Zbigniew Czarnecki, Tadeusz Węgorek <i>Assessment of Components of the Water Balance of Drained Peatbog</i> _____	519
33.	Ryszard Ingielewicz, Adam Zagubień <i>Problems of Assessment of Wind Farm Noise on the Basis of Local Control Measurements</i> _____	531
34.	Robert Kasperek, Robert Głowski <i>Incipient Motion and Sediment Transport on the Naturally Flowing Odra River Sector in the Aspect of Required Transit-Depths</i> _____	550
35.	Aleksander Szkarowski, Sylwia Janta-Lipińska, Renata Gawin <i>Reducing Emissions of Nitrogen Oxides from DKVR Boilers</i> _____	565
36.	Zbigniew Grudziński, Katarzyna Stala-Szlugaj <i>Environmental Costs Resulting from the Use of Hard Coal in Heating Plants of Thermal Power Under 50 MW</i> _____	579
37.	Bohdan Andriyevsky, Lyudmyla Andriyevska, Tadeusz Piecuch, Anna Kowalczyk <i>Optical Refractive Properties of Some Plant Oils</i> _____	597
38.	Zofia Sadecka, Monika Suchowska-Kisielewicz <i>Co-fermentation of Chicken Manure</i> _____	609
39.	Adam Zagubień <i>Non-occupational Exposure to Low Frequency Noise – the Analysis on the Basis of Chosen Mean of Transport</i> _____	626
40.	Piotr Stachowski, Anna Oliskiewicz-Krzywicka, Jerzy Mirosław Kupiec <i>The Natural Characteristics of the State of the Water in Lakes in the Area of Open Mine Quarry "Konin"</i> _____	642
41.	Norbert Chamier-Gliszczyński, Tadeusz Bohdal <i>Urban Mobility Assessment Indicators in the Perspective of the Environment Protection</i> _____	670
42.	Alicja Uliasz-Bocheńczyk, Eugeniusz Mokrzycki <i>The Impact of the CO₂ Mineral Sequestration Process on the Leachability of Pollutants from Slags from Steel Industry</i> _____	682
43.	Leon Kukielka, Agnieszka Kulakowska, Krzysztof Kukielka, Zbyszek Zbytek, Aleksander Lubiński, Jacek Lubiński <i>Ecoinnovative Construction Solution and Working Parameters of the Atomizer in the New Generation of Seed Pickling Machine</i> _____	695
44.	Barbara Uliasz-Misiak <i>Environmental Aspects of Unconventional Oil Exploitation</i> _____	716
45.	Paweł Wolski <i>Support of the Final Thickening and Dewatering of Sludge</i> _____	730
46.	Beata Kłojzy-Karczmarczyk <i>Estimation of Retardation of Mercury Migration in Sandy Soils near Krakow Using Batch Tests</i> _____	743

47.	Anna Dmochowska, Dariusz Dmochowski, Stanisław Biedugnis <i>Characteristics of Bioremediation of Soils Contaminated with Petroleum Products Using Ex situ Prism Method</i>	<u>759</u>
48.	Tymoteusz Zydrón, Bartłomiej Bienias, Andrzej T. Gruchot <i>Quantifying Effect of Root-Reinforcement of Juvenile Trees of Black Poplar and Black Locust</i>	<u>772</u>
49.	Sylvia Stegenta, Barbara Kaldun, Andrzej Białowiec <i>Model Selection and Estimation of Kinetic Parameters of Oxygen Consumption During Biostabilization of Under-size Fraction of Municipal Solid Waste</i>	<u>800</u>
50.	Mariusz Sojka, Joanna Jaskuła, Joanna Wicher-Dysarz <i>Assessment of Biogenic Compounds Elution from the Główna River Catchment in the Years 1996-2009</i>	<u>815</u>
51.	Wiesław Koziół, Ireneusz Baic, Łukasz Machniak <i>Production and Application of Aggregates Made of Waste Recyclables</i>	<u>831</u>
	Addresses of Editorial Committee members, Section's Editors	<u>850</u>
	The list of Institutions – Libraries where this publication has been forwarded	<u>856</u>

Spis treści

Wspomnienie o prof. Andrzeju Królikowskim	17
1. A.V. Ivanov, M.V. Balanovski, J.A. Fatykhov <i>Zaopatrzenie informacyjne monitorowania sfery obchodzenia się ze stałymi odpadami komunalnymi</i>	18
2. Mohamed Helmy Abdel-Aziz, Saud Gutub, Mohamed Fekry Soliman, Mohamed Bassyouni <i>Usuwanie Fe^{++} ze ścieków przy użyciu hybrydowych adsorbentów osadowo-polimerowych</i>	28
3. Slavomír Bucher <i>Miara wskaźnika efektywności środowiskowej w Europie</i>	46
4. Goran Rajović, Jelisavka Bulatović <i>Strefowanie jako warunek zrównoważonego rolnictwa w północno-wschodniej Czarnogórze: studium przypadku</i>	65
5. Janusz Wojdalski, Józef Grochowicz, Adam Ekielski, Kamila Radecka, Sylwester Stępnia, Arkadiusz Orłowski, Iwona Florczak, Bogdan Drożdż, Tomasz Żelaziński, Grzegorz Kosmala <i>Wytwarzanie, właściwości i możliwości zagospodarowania na cele energetyczne odpadowych wytlóków z przetwórstwa jabłek</i>	89
6. Jacek Katzer, Jacek Domski <i>Specyficzne właściwości betonu na bazie ceramicznego kruszywa odpadowego zbrojonego włóknami stalowymi</i>	112
7. Iwona Zawieja <i>Charakterystyka osadów nadmiernych poddanych dezintegracji</i>	124
8. Krzysztof Kukielka <i>Ekologiczne aspekty implementacji nowoczesnych metod obróbki części maszyn</i>	137
9. Wiesław S. Blaschke, Józef Szafarczyk, Ireneusz Baic <i>Stan aktualny, modernizacje oraz najnowsze trendy w przeróbce węgla w Polsce</i>	158
10. Paweł Kalduński, Łukasz Bohdal, Jarosław Chodór, Agnieszka Kulakowska, Radosław Patyk <i>Określanie nakładu energetycznego w procesie wytłaczania w aspekcie ochrony środowiska</i>	171
11. Karol Mrozik <i>Ocena zmian potencjału retencyjnego jako kluczowy element monitoringu suburbanizacji na przykładzie niekontrolowanej zlewni w Poznańskim Obszarze Metropolitalnym (Polska)</i>	188
12. Kazimierz Banasik, Leszek Hejduk, Donald E. Woodward, Jerzy Banasik <i>Zależność przepływu powodziowego od parametru CN i czasu trwania deszczu w małej zlewni rzecznej</i>	201
13. Lilianna Bartoszek, Piotr Koszelnik <i>Ocena retencji fosforu w osadach dennych zespołu zbiorników zaporowych Solina-Myczkowce</i>	213
14. Bożena Szejniuk, Katarzyna Budzińska, Anita Jurek, Adam Traczykowski, Magdalena Michalska, Krzysztof Berleć <i>Eliminacja bakterii <i>Listeria monocytogenes</i> w ściekach z przemysłu mięsnego w zróżnicowanych warunkach temperaturowych</i>	231

15. **Jolanta Kanclerz, Klaudia Borowiak, Mirosław Mleczek, Ryszard Staniszewski, Marta Lisiak** *Phragmites australis i Typha angustifolia jako potencjalne rośliny akumulujące cynk i miedź w ekosystemie wodnym zlokalizowanym na terenie miasta* _____ 246
16. **Katarzyna Budzińska, Bożena Szejniuk, Anita Jurek** *Inaktywacja jaj Ascaris suum w procesie pryzmowego kompostowania osadów ściekowych* _____ 258
17. **Józef Domagała, Przemysław Czerniejewski, Małgorzata Pilecka-Rapacz** *Tempo wzrostu, wiek i struktura populacji nierodzimego bassa słonecznego, Lepomis gibbosus (L., 1758) z wód pochłodniczych dolnej Odry, Polska* _____ 273
18. **Antoni Grzywna, Agnieszka Kamińska, Andrzej Bochniak** *Analiza zmienności przestrzennej głębokości położenia wód gruntowych na użytkach zielonych* _____ 291
19. **Jozefína Pokrývková, Lenka Lackóová, Jakub Fuska, Lucia Tátošová, Agnieszka Policht-Latawiec** *Wpływ zanieczyszczenia powietrza na jakość wód opadowych* _____ 303
20. **Jolanta Kanclerz, Klaudia Borowiak, Mirosław Mleczek, Ryszard Staniszewski, Marta Lisiak, Ewelina Janicka** *Akumulacja kadmu i ołowiu w wodzie i makrofitach w sztucznym zbiorniku wodnym* _____ 322
21. **Anna Dębska, Sebastian Koziółek, Jerzy Bieniek, Andrzej Białowiec** *Potencjał produkcji biogazu z odpadów we wrocławskim Ogrodzie Zoologicznym* _____ 337
22. **Mariusz Gizowski, Paulina Mamiedow, Izabela Piecuch** *Pedagogika w ochronie planety Ziemia* _____ 352
23. **Maciej Gliniak, Wiktoria Sobczyk, Izabela Wielewska** *Przestrzenna zmienność parametrów fizykochemicznych gruntów z terenów silnie zasolonych* _____ 372
24. **Norbert Chamier-Gliszczyński, Tadeusz Bohdal** *Mobilność na obszarze miejskim w ochronie środowiska* _____ 387
25. **Zofia Sadecka, Monika Suchowska-Kisielewicz** *Możliwość wykorzystania substratów organicznych w procesie fermentacji* _____ 400
26. **Anna Kowalczyk, Tadeusz Piecuch** *Zastosowanie olejku eterycznego jako substytutu flokulanta w procesie mechanicznego odwadniania komunalnych osadów ściekowych* _____ 414
27. **Leon Kukielka, Krzysztof Kukielka, Agnieszka Kułakowska, Zbyszek Zbytek, Aleksander Lubiński, Jacek Lubiński** *Innowacyjne rozwiązania w aspekcie ochrony środowiska w nowej generacji zaprawiarki porcjowej do ziaren zbóż* _____ 445
28. **Tomasz Mirowski** *Wykorzystanie biomasy na cele grzewcze a ograniczenie emisji zanieczyszczeń powietrza z sektora komunalno-bytowego* _____ 466

29.	Agnieszka Kułakowska, Radosław Patyk, Łukasz Bohdal, Paweł Kalduński, Jarosław Chodór <i>Wybrane aspekty ekoinnowacyjnej obróbki nagniataniem</i> _____	478
30.	Iwona Skoczko, Piotr Ofman, Ewa Szatyłowicz <i>Zastosowanie sztucznych sieci neuronowych do modelowania procesu oczyszczania ścieków w małej oczyszczalni ścieków</i> _____	493
31.	Małgorzata Smuga-Kogut <i>Wykorzystanie słomy kukurydzianej do produkcji bioetanolu II generacji</i> _____	507
32.	Antoni Grzywna, Zbigniew Czarnecki, Tadeusz Węgorek <i>Ocena elementów składowych bilansu wodnego odwodnionego torfowiska</i> _____	519
33.	Ryszard Ingielewicz, Adam Zagubień <i>Problemy oceny hałasu farm elektrowni wiatrowych na podstawie terenowych pomiarów kontrolnych</i> _____	531
34.	Robert Kasperek, Robert Głowski <i>Początek ruchu i transport rumowiska na odcinku Odry swobodnie płynącej w aspekcie wymaganych głębokości tranzytowych</i> _____	550
35.	Aleksander Szkarowski, Sylwia Janta-Lipińska, Renata Gawin <i>Obniżenie emisji tlenków azotu z kotłów DKVR</i> _____	565
36.	Zbigniew Grudziński, Katarzyna Stala-Szlugaj <i>Koszty środowiskowe a użytkowanie węgla kamiennego w obiektach o mocy do 50 MW</i> _____	579
37.	Bohdan Andriyevsky, Lyudmyla Andriyevska, Tadeusz Piecuch, Anna Kowalczyk <i>Właściwości optyczne refrakcyjne wybranych olejków roślinnych</i> _____	597
38.	Zofia Sadecka, Monika Suchowska-Kisielewicz <i>Ko-fermentacja pomiotu kurzego</i> _____	609
39.	Adam Zagubień <i>Pozazawodowe narażenie na hałas niskoczęstotliwościowy – analiza na podstawie wybranego środka transportu</i> _____	626
40.	Piotr Stachowski, Anna Oliskiewicz-Krzywicka, Jerzy Mirosław Kupiec <i>Naturalne uwarunkowania stanu wód jezior w rejonie Kopalni Węgla Brunatnego „Konin”</i> _____	642
41.	Norbert Chamier-Gliszczyński, Tadeusz Bohdal <i>Wskaźniki oceny mobilności miejskiej w aspekcie ochrony środowiska</i> _____	670
42.	Alicja Uliasz-Bocheńczyk, Eugeniusz Mokrzycki <i>Wpływ mineralnej sekwestracji CO₂ na wymywalność zanieczyszczeń z żużli z hutnictwa stali</i> _____	682
43.	Leon Kukielka, Agnieszka Kułakowska, Krzysztof Kukielka, Zbyszek Zbytek, Aleksander Lubiński, Jacek Lubiński <i>Ekoinnowacyjne rozwiązanie konstrukcyjne oraz parametry pracy rozpylacza w nowej generacji zaprawiarki porcjowej do ziaren zbóż</i> _____	695
44.	Barbara Uliasz-Misiak <i>Środowiskowe aspekty wydobywania ropy niekonwencjonalnej</i> _____	716
45.	Paweł Wolski <i>Wspomaganie końcowego zagęszczania i odwadniania osadów ściekowych</i> _____	730

46.	Beata Kłojzy-Karczmarczyk <i>Szacowanie opóźnienia migracji rtęci w gruntach piaszczystych z okolic Krakowa na podstawie testów statycznych</i> _____	743
47.	Anna Dmochowska, Dariusz Dmochowski, Stanisław Biedugnis <i>Charakterystyka biorekultywacji gleb skażonych produktami ropopochodnymi metodą pryzmowania ex situ</i> _____	759
48.	Tymoteusz Zydroń, Bartłomiej Bienias, Andrzej T. Gruchot <i>Wpływ systemu korzeniowego topoli czarnej i robinii akacjowej na wytrzymałość na ścinanie gruntów</i> _____	772
49.	Sylwia Stegenta, Barbara Kaldun, Andrzej Białowiec <i>Dobór modelu i wyznaczenie parametrów kinetycznych aktywności oddechowej odpadów w trakcie procesu tlenowej biostabilizacji frakcji podsitowej odpadów komunalnych</i> _____	800
50.	Mariusz Sojka, Joanna Jaskuła, Joanna Wicher-Dysarz <i>Ocena ładunków związków biogenych wymywanych ze zlewni rzeki Głównej w latach 1996-2009</i> _____	815
51.	Wiesław Koziół, Ireneusz Baic, Łukasz Machniak <i>Produkcja i zastosowanie kruszyw z wtórnych surowców odpadowych</i> _____	831
	Adresy kontaktowe członków Komitetu Redakcyjnego, Redaktorzy Działowi _____	853
	Wykaz Instytucji – Bibliotek, do których zawsze przekazywano wydawnictwo _____	857

ŚP
Prof. dr hab. inż.
ANDRZEJ KRÓLIKOWSKI
09.02.1933–07.11.2015



Z głębokim smutkiem pożegnaliśmy zmarłego 7 listopada 2015 roku, byłego Dziekana Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Białostockiej, Prof. dr. hab. inż. Andrzeja Królikowskiego.

Był wybitnym znawcą problemów inżynierii środowiska. Głównym obszarem jego działalności naukowej była gospodarka wodno-ściekowa i niezawodność działania systemów zaopatrzenia w wodę – bardzo liczne publikacje m.in. w Roczniku Ochrona Środowiska.

Prof. Andrzej Królikowski przez 25 lat był pracownikiem Politechniki Białostockiej. W 2008 roku podjął pracę na Wydziale Inżynierii Środowiska Politechniki Krakowskiej. Jako profesor zwyczajny był także zatrudniony w Wyższej Szkole Ekologii i Zarządzania w Warszawie (lata 2004–2009 r.). W latach 2004-2012 pełnił funkcję Prezesa Zarządu Głównego Polskiego Zrzeszenia Inżynierów i Techników Sanitarnych.

W uznaniu zasług dla rozwoju uczelni 20 października 2011 roku Politechnika Białostocka nadała Profesorowi Andrzejowi Królikowskiemu najwyższą godność akademicką – tytuł Doktora Honoris Causa.

Za swoją wieloletnią pracę został odznaczony m.in. Złotym Krzyżem Zasługi, Medalem Komisji Edukacji Narodowej, Krzyżem Kawalerskim Orderu Odrodzenia Polski, Srebrną i Złotą Odznaką Honorową PZITS, Złotą Odznaką Honorową NOT, Krzyżem Oficerskim Orderu Odrodzenia Polski oraz Medalem PZITS im. prof. Zygmunta Rudolfa.

Był serdecznym i bardzo życzliwym człowiekiem. Polska inżynieria środowiska poniosła ogromną stratę. Cześć Jego pamięci.

Redakcja



Information Support for Monitoring of the Sphere of Solid Municipal Waste Treatment

A.V. Ivanov^{}, M.V. Balanovski^{**}, J.A. Fatykhov^{***}*

^{}West Branch of RANEPA*

*^{**}Self-Regulatory Organisation “Regional Union
of Waste Recycling Enterprises of Kaliningrad Oblast”*

*^{***}Kaliningrad State Technical University*

1. Introduction

Organization of effective management of municipal waste is a complex management task, characterized by a multiplicity and heterogeneity of the factors that must be taken into account, and multistage associated with different content process applicable at each stage. The initial stage – is the organization of waste collection, followed by their removal from the territory of the settlements and the final stage of recycling or disposal can be represented by separate sub-goals with those of assessment of their achievement. It is no accident for a long time even the federal Russian legislation defines different levels of responsibility of the regional and municipal authorities in the organization of the waste management system. Common to all the stages, however, is the problem of the availability of reliable and timely information to make effective management decisions.

2. Research

In the currently known scientific approaches reasonably considered important to have objective information on the volumes of generated waste. At the same time, today, most scientists disagree on the application of the proposed definitions by different authors calculated the

amount of waste procedures. As a consequence, the vast majority of municipal services, carrying out practical work on coordination in the field of waste management, as a rule, do not have reliable information to enable effective decision-making. An example of what has been said, is the work done by our team to develop a rational scheme of placing container yards in the city district "City of Kaliningrad". So, if conditional, to share all the sources of municipal waste in the housing and the waste of various kinds of legal entities and entrepreneurs, we have to take into account several types of housing and dozens of different types of legal entities by activity.

Oddly enough, the collection and analysis of information on the housing stock, our team did not have big problems. Some difficulties arose only with the question of the formal registration and actual residence of certain groups.

As for the sources of such waste, as legal entities and entrepreneurs, the information it holds there is a big problem, on the correctness of that decision the quality of the entire information database depends largely on, as is traditionally the proportion of waste in volumes this source category is about half. In official statements, we can get information only 5-10% of waste sources. Therefore, the only way to determine in this case the amount of waste is a calculation method using known standards (Academy of Public Utilities and others) and data of state regulatory agencies. Immediately it should be noted that the current classification of businessmen by type of activity is so detailed, that it does not allow for effective regional planning of waste management goals.

The consequence of the above was the development of the author's classification of housing waste and the so-called office waste, designed to reduce the number and greatly simplifies the collection and analysis of available information. Particular attention is invited to pay on account of the factor of geographical place of origin of the waste.

Based on the above stated concepts and basic principles of geographic information systems (GIS) waste management in the village, as well as the author developed a technique of formation of databases and their layered overlay, allowing us to obtain a fairly complete and easy to make management information base decisions. Among the factors taken into account in the formation of a geographic information system, as restrictions were taken into account: firstly, the sanitary legislation re-

quirements; Secondly, urban development regulations. This allows to receive the database reflecting the real picture in the village. Some provisions of scientific approach have been applied by a group of authors in the performance of work to streamline the scheme of allocation of container yards (CY) in Kaliningrad.

Here is the procedure for forming a geographic information monitoring system and management of processes of collection of municipal solid waste (MSW) in the municipal formation (MF), taking into account existing standards and the requirements of environmental legislation.

Stage 1. Preparing the necessary input data sets for a MF, such as:

- layout of housing container yards (CY);
- an array of data on CY housing stock in the form of a table showing the addresses and characteristics of the CY, including property rights, the availability of access roads, turn platforms, lighting, fencing, canopy cover, landscaping; Information about the containers located on the CY: ownership, characteristics, quantity, volume;
- an array of data in a table of all the houses of MF, their address, number of floors, presence of refuse chute, number of living people, the names of management companies (MC, condominium, name of the owner of the private home ownership), presence of an agreement on the export of MSW, settlement amounts waste for every MC home in accordance with the approved standards of MSW formation;
- layout of container yards of enterprises and organizations located in the territory;
- amount of data on the CY (for which there is initial information) of enterprises and organizations in the form of a table with the name of the organization, information on availability of the agreement on the export of MSW, location and characteristics of the CY (property rights, availability of access roads, platforms for turning refuse chute truck, lighting, fencing, carport, concrete pad, landscaping). To be completed by information about the containers located on the CY: ownership, characteristics, quantity, volume of container;
- an array of data in the form of a table with a list of all organizations and CY companies, the addresses of these organizations, the information about activity and the estimated amount of MSW formation for each organization and the enterprise;

- amount of data on the status of land (including the location of the red line), where CY is located. The database is created on the basis of cadastral information.

Stage 2. Solution of graphic tasks for the development of GIS for monitoring and process control in the reference of MSW to MF are as follows:

- Create a layer number 1, which are defined as vector objects all arrays of houses according to the following classification: arrays of houses with refuse chute, arrays of houses without refuse chute. This function is provided to output information on the volume of waste generation for each dwelling house;
- Create a layer number 2, which set all vector objects location of CY for housing. This output provides information about the function of each CY.

The results of the introduction of layer number 2 will be: electronic container yards map, making it possible to obtain information about the formation of volumes of MSW for the selected object (dwelling house), in the long term - for a group of objects and entire administrative MF area. There is a division of the total housing stock in the house with the refuse chute and without them, which creates prerequisites for solving MSW separate collection for residential buildings, equipped with the refuse chute disposal; it is possible to identify the owners of private homes who do not have contracts for the removal of its own MSW.

- Create a layer number 3, where all businesses and organizations are given in the form of vector objects; provided information output function:
 - On waste generation volume for each object (enterprise and organization),
 - On each CY depending on the core activities.

The results of the introduction of layer number 3: according to the results of the inventory of enterprises and organizations, owners of buildings, facilities and land creates an electronic chart with the release of the array location of enterprises and organizations - sources of waste generation; it is possible to obtain information on the amount of waste from each source (in the future of the Group sources) waste; create an electronic map locations of container yards of enterprises and organizations; it is possible to obtain information from the inventory database (5) for each CY of companies and organizations that have their own CY.

- create a merged layer number 4, in which:
 - Given as a vector object - arrays of all the houses (the house with the refuse chute are highlighted in color), has a function of displaying information on the volume of waste generation for each object (dwelling house);
 - Given as vector objects all CY location for housing, has a function to output information about each CY;
 - Given as vector objects businesses and organizations, has a function of displaying information on the volume of waste generation for each object (companies and organizations);
 - Given as vector objects all CY location for businesses and organizations, has a function of outputting information about each CY of companies and organizations.

As a result of the introduction of layer number 5: on the electronic GIS map MF is possible to identify the companies and organizations that do not have their CY and in close proximity to CY housing. The identification of such "grey" object allows you to make cautious assumptions about the methods used by their collection and removal of their own waste. This, in turn, creates the preconditions for the control of the collection and removal of MSW from organizations and enterprises. It is necessary to identify such organizations and businesses, forcing them to comply with the rules of accomplishment in MF.

In addition, the results of this work will help to reduce the capacity of the containers for housing, replace them with smaller, aesthetic and ergonomic, with the possibility of separate collection, creating a substantial saving the cost of collection for residents, transport and disposal of MSW. These measures are proposed as priorities for optimizing the processes of collecting MSW from the public and organizations.

- Create a layer number 5, which for apartment buildings with refuse chute the schematically depicts "ring" with an outer radius of 100 m and an inner radius of 20 m (ie, distances, and no closer than within that of the dwelling house shall be a container); color field rings, their boundaries and crossing several "rings".

As a result of the introduction of layer number 5: on the electronic map GIS MF is possible to determine the said areas for further analysis of the cadastral land, which can be installed back-up CY or CY provided

the separate collection of MSW for multi-storey buildings with refuse chute.

- Create a layer number 6, which schematically shows the "ring" for container housing areas with centers in container yards locations, the outer radius of 100 m, an inner radius of 20 m;

As a result, the electronic map GIS MO makes it possible to visually determine the coverage of all residential buildings (in accordance with the sanitary rules and regulations) with container platforms; identify areas of residential development not provided with CY, and then calculate the number and size of areas for the installation of the new CY, which is also necessary for further analysis of the cadastral land.

If the distance from the existing sanitary CY to the closest dwelling houses is not observed (less than 20 meters), these are indicated by the relevant conventional signs as requiring transfer in order to ensure the gap not less than 20 m.

Identify areas (diameter 100 m), the highest concentrations of CY. Examining each case individually, you can further merge or liquidate a part of container yards.

3. Results of research

In our view, rationality is to maximize economic efficiency, in accordance with current legislation and economic features of the region taking into account the implementation of environmental requirements and ergonomics.

The main criterion of environmental friendliness in the organization of waste collection and disposal (removal) is to ensure the minimum negative impact on the environment. One of the most important tools for environmental friendliness is environmental legislation, a set of sanitary rules and norms.

Following the above, it is advisable to perform the following activities:

1. prohibit open containers for the use of waste collection in the city of Kaliningrad;
2. oblige managing companies to use containers specialized by types of waste for the collection of waste:
 - For paper and paperboard;

- For glass;
 - For plastic;
 - For electro goods and accumulators;
 - For mercury lamps.
3. When having separate collection to ensure a ban on the mixing of waste in garbage trucks;
 4. To provide separate storage of waste in landfills;
 5. Secure container platforms for specific organizations with a requirement for proper sanitary maintenance.

The main criteria of ergonomics for waste collection sites are:

- Beautiful appearance, both the place of gathering, and the containers installed on it, allowing them to incorporate into the surrounding architecture of the city.
- Walking distance to the public;
- Ease of use - ways, entrances, stairs, etc.

Following the above, it is advisable to perform the following activities:

1. Use color to paint containers, depending on separately - collected by type of waste (Yellow, Green, Blue, Red, etc.)
2. Ensure the possibility of closing access to the collecting place and the containers themselves for outsiders.

The economic efficiency of collection and disposal of waste should provide the minimum price to the public, on the assumption of the criteria of environmental friendliness and ergonomics.

When assessing the economic efficiency should be kept in mind that:

- 1 The greater the capacity of the container, the cheaper garbage removal.
2. The closer the gathering place for the landfill, the cheaper garbage removal.
3. The more regular organized garbage removal, the cheaper it is.
4. The longer term contract for waste removal, the cheaper it is.
5. Removal of sorted waste is cheaper than unsorted.

The main task of achieving economic efficiency of waste sorting is: "It must be economically profitable for population and management companies to sort waste and dispose them in different containers." To do this, the tariff for the export of unsorted waste containers should be max-

imized and the cost of removal of sorted waste should be minimal (ideally – zero).

Container yards, which are located on municipal lands, it is advisable to rent operators on a competitive basis. Terms of the contest must involve efforts to the organization of separate waste collection.

Making a decision on the construction of inter-municipal landfill at a considerable distance from the city, there should be the construction of storage areas in the city, which can be used to store the sorted waste (secondary raw materials) in order to further their implementation.

4. Conclusions

The results obtained have allowed significantly improve the capacity and effectiveness of the decisions made, in particular, on issues such as the optimization of traffic flows, division of human settlements into separate areas on a territorial basis and a reasonable preparation of technical tasks in the organization of tender procedures in the management system of sanitary clearing settlements.

It should also be noted that the thus formed geo-information system for monitoring and waste management can be seen as a higher-order system element, including for complex socio-eco-economic assessment of the status of the region.

References

- Ivanov, A.V. (2014). The geo-information systems as a instrument of waste management. *Scientific magazine Municipal Solid Waste. Moscow*, 10, 46-51.
- Kondratenko, S., Ruigite, Y, Aldushin, A. (2014) Methods of Arranging the System of Separate Hazardous Waste Collection and Problems of its Formation Assessment in the Municipalities of the Kaliningrad Region. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection)*, 16, 200-208.
- The Law of Russian Federation from 29.12.2014 N 58 “About the waste from production and consumption”, Official Internet Resources of the President of Russia <http://kremlin.ru/acts/bank/39278>

Zaopatrzenie informacyjne monitorowania sfery obchodzenia się ze stałymi odpadami komunalnymi

Streszczenie

Organizacja efektywnego zarządzania odpadami komunalnymi jest złożonym zadaniem, które charakteryzuje się wielością i różnorodnością czynników, które muszą być brane pod uwagę. Jest to wieloetapowy proces związany z różnymi procesami technologicznymi mającymi zastosowanie na poszczególnych etapach.

Problem dostępności wiarygodnej i aktualnej informacji jest wspólny dla wszystkich etapów podejmowania skutecznych decyzji w zakresie obchodzenia się z twardymi odpadami komunalnymi.

Geo-informacyjne systemy monitorowania i zarządzania odpadami mogą być postrzegane jako element wyższego rzędu systemowego, również dla kompleksowej oceny społeczno-ekologicznego i gospodarczego statusu regionu.

Głównym zadaniem osiągnięcia efektywności ekonomicznej segregacji odpadów jest: „Ludność i spółki zarządzające, które muszą mieć korzyść z sortowania odpadów i wyrzucania ich do różnych pojemników”. Aby to zrobić, taryfy na wywóz nieposortowanych pojemników na odpady powinny być zmaksymalizowane, koszt usuwania odpadów segregowanych powinien być minimalnym (idealnie – zero).

Otrzymane wyniki wskazują na znaczne poprawienie skuteczności podejmowanych decyzji szczególnie w takich kwestiach jak optymalizacja ruchu transportowego, podział na osobne obszary terytorium mieszkaniowego, bardziej uzasadnione przygotowania zadań technicznych w organizacji procedur przetargowych w systemie zarządzania sanitarnych oczyszczalni zamieszkałych obszarów.

Abstract

Organization of effective management of municipal waste is a complex management task, characterized by a multiplicity and heterogeneity of the factors that must be taken into account, and multistage associated with different content process applicable at each stage.

To make effective management decisions we must to decide the problem of the availability of reliable and timely information.

The geo-information system for monitoring and waste management can be seen as a higher-order system element, including for complex socio-economic assessment of the status of the region.

The main task of achieving economic efficiency of waste sorting is: "It must be economically profitable for population and management companies

to sort waste and dispose them in different containers." To do this, the tariff for the export of unsorted waste containers should be maximized and the cost of removal of sorted waste should be minimal (ideally - zero).

The results obtained have allowed significantly improve the capacity and effectiveness of the decisions made, in particular, on issues such as the optimization of traffic flows, division of human settlements into separate areas on a territorial basis and a reasonable preparation of technical tasks in the organization of tender procedures in the management system of sanitary clearing settlements.

Słowa kluczowe:

odpady komunalne, efektywne zarządzanie, ochrona środowiska, system geo-informacyjny, monitoring odpadów

Keywords:

municipal waste, effective management, environment, geo-information system, monitoring of waste



Removal of Fe⁺⁺ from Wastewater Using Sludge-polymer Hybrid Adsorbents

Mohamed Helmy Abdel-Aziz^{,**}, Saud Gutub^{***},
Mohamed Fekry Soliman^{*,****}, Mohamed Bassyouni^{*,*****}*

^{}King Abdulaziz University, Rabigh, Saudi Arabia*

*^{**}Alexandria University, Egypt*

*^{***}King Abdulaziz University, Jeddah, Saudi Arabia*

*^{****}Aswan University, Egypt*

*^{*****}Higher Technological Institute, Tenth of Ramdan City, Egypt*

1. Introduction

There are many problems related to existing of heavy metals in wastewater due to their high toxicity and impact on human and aquatic life, even after treatment by conventional methods. Several techniques have been developed and used to remove and/or recover a wide range of micropollutants from water and a variety of industrial effluents (Fu and Wang 2011, Gros et al. 2008, Abdel-Aziz et al. 2014). The success of a treatment method depends mainly on its efficiency and economic point of view.

Being produced in a large volume and facing problems in finding accepted disposal routes, sewage sludge has received great attention recently (Cieřlik et al., 2015). Several researches were conducted on re-use of sewage sludge include but not limited to land applications, filtration material, light concrete, brick, pavement applications, fertilizers, etc. (Smol et al. 2015, Bourrioug et al. 2015, Wu et al. 2015, Lucena et al. 2014, Chen et al. 2013).

Rapid increasing in sewage sludge production in recent decades should be taken into consideration for more efficient utilization and environmental impact sustainability. One of the important utilizations is gen-

erating adsorbents from sewage sludge where variant activation methods of sludge were investigated by many researchers to obtain carbon-bearing adsorbents (Yu and Zhong 2006, Andrey et al. 2001, Xiaoge et al. 2002, Smith et al. 2009). High carbon contents in sewage sludge and low cost production of adsorbents based on sludge make it promising adsorbents in heavy metals and organics removal and also the applicability of obtaining carbon high surface area gives the sludge materials superior properties as adsorbents used to remove pollutants from waste water (Smith et al. 2009, Martin et al. 2004). The ash of sewage sludge can be used in field of heavy metals removal from wastewater because it has nearly same chemical composition as fly ash (Otero et al. 2003, Huasong and Zhongyan 1999).

Various techniques have been used to produce sewage sludge based adsorbents, the methods such as (i) pyrolysis of dried sewage sludge; (ii) chemical activation of dried sewage sludge with $ZnCl_2$ followed by pyrolysis (Rozada et al. 2008); (iii) microwave heating technology as a cost effective alternative way to produce carbonaceous adsorbents from sewage sludge (Lin et al. 2012). The surface area and pore volume of the adsorbent were highly depends on the method of preparation.

The sludge based adsorbent can find several applications in waste water treatment such as removal of toxic metals ions (Seredych and Badosz 2006, Pan et al. 2003, Zhai et al. 2004, Sprynsky 2009), removal of organic pollutants (Pan et al. 2011, Anfruns et al. 2011), removal of dyes (Wang et al. 2008, Kargi and Ozmihc 2005, Crini 2006), etc. The aim of the present work is to study the removal of Fe^{++} from industrial wastewater by using sludge-polymer hybrid adsorbents as low cost and more efficient adsorbent material. To this end PVDF nonreactive polymer (Polyvinylidene fluoride) as an auxiliary adsorbent was mixed with the sludge in different mass ratios. Polyvinylidene fluoride (PVDF) is a polymer with increasing scientific attention and industrial importance because of its durability and biocompatibility and high chemical resistance to many acids and alkalis (Xu et al. 2005, Yeow et al. 2005). The study was conducted by using synthetic wastewater samples containing Fe^{++} in the form of $FeSO_4$ with different initial concentrations. Presence of Fe^{++} in wastewater is an important issue for some industries such as steel production, galvanization of steel, metal finishing, and mining processes. The adsorbent performance was evaluated by measuring the

change in Fe^{++} concentration in the solution at different time intervals. Experimental data were modeled by using the linear form of Freundlich isotherm equation. The model is important for operational design and applicable practice of the adsorption systems.

2. Experimental section

2.1. Materials

Raw sewage sludge has been collected from the final disposal area. Sludge was ground and thermally treated at three different temperatures, 200, 400, and 600°C. Following previous studies the maximum temperature was limited at 600°C because a higher temperature (above 600°C) gave rise to a detrimental impact on the quality of sludge-based adsorbents, in terms of specific surface area, total pore volume and iodine value.

PVDF polymer (M.wt = 400000) was mixed with the treated sludge at different mass ratios to study the removal efficiency of Fe^{++} . All chemical reagents such as FeSO_4 , HCl, NaOH were in analytical grade. Stock solution was prepared by dissolving FeSO_4 in distilled water. Three different initial concentrations of Fe^{++} were prepared by dilution of the stock solution namely; 50, 100 and 150 ppm. Initial pH of the solution was fixed at 5 by adding either HCl or NaOH. All experiments were conducted at a temperature $25 \pm 1^\circ\text{C}$.

2.2. Apparatus and analysis

A lab scale standard jar test apparatus (Fig. 1) was used to conduct the experiments. It consists mainly of six impellers mounted on stainless steel shafts, variable speed motor and six graduated cylinders of 1 L capacity. The impeller is two 90° turbine blades of 5 cm diameter and 2 cm height. The impeller rotation speed was ranged from 0 to 200 rpm. During all experiments the rotational speed was maintained at 200 rpm.

Surface morphology of thermally treated sludge particles was carried out using JEOL JSM 6490A scanning electron microscope. Images were obtained by secondary electrons at 20 kV, to study micro-structure of treated sludge particles at 200, 400 and 600°C. Samples were sputter coated with monolayers of gold to enhance the electrical conductivity of sludge particles. Chemical structure was investigated using Fourier Transform Infrared (FT-IR). This analysis was performed using Brukers

Alpha FT-IR (Platinum ATR module). HACH DR/3900 spectrophotometer was used for quantitative determination of Fe^{++} using Phenanthroline method.

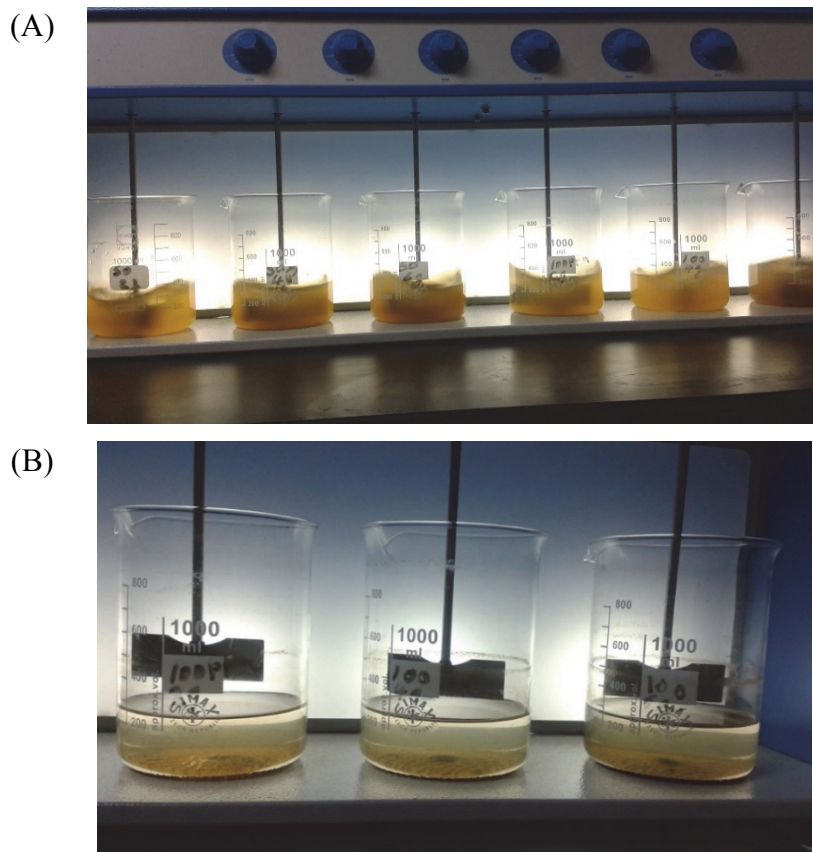


Fig. 1. Experimental apparatus (A: before treatment; B: after treatment)

Rys. 1. Urządzenie doświadczalne (A: przed procesem; B: po procesie)

Figure 2 shows different sequence of steps involved in carrying out the present work including sludge treatment, operating conditions and effluent analysis

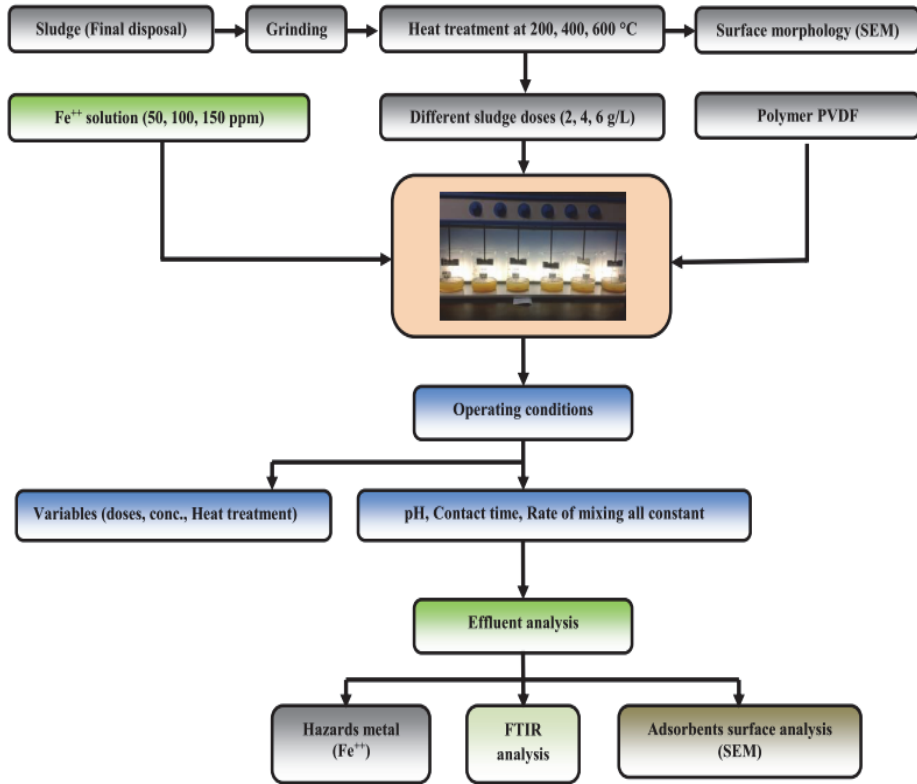


Fig. 2. Flow diagram outlining the different steps of the experimental work
Rys. 2. Schemat przedstawiający poszczególne etapy prac doświadczalnych

3. Results and discussion

Removal of Fe^{++} from aqueous solution was studied under different conditions such as contact time, initial concentration of Fe^{++} , adsorbent dose, sludge heat treatment, and polymer/sludge ratio.

The % removal of Cu^{+2} was calculated by using the equation:

$$\% \text{ removal} = \left(\frac{C_o - C}{C_o} \right) \times 100 \quad (1)$$

where C_o and C are initial and final concentrations of Fe^{++} respectively.

To study the effect of contact time on the removal efficacy of Fe^{++} at different initial concentrations, samples of the solutions were analyzed at different time intervals. The experimental results showed that the

rate of removal was rapid at initial stages where all active sites on the adsorbent surface were vacant and solute concentration gradient was high. On increasing contact time the rate of removal decreased gradually. This can be ascribed to the decrease in the driving force between the bulk of the solution and the liquid-adsorbent interface. The optimum contact time was 30 minutes.

Figure 3 shows the effect of initial concentration of Fe^{++} on the % removal at different adsorbent doses. The % removal of Fe^{++} increases with increasing initial concentration of Fe^{++} passes through maximum at 100 ppm and then decreases.

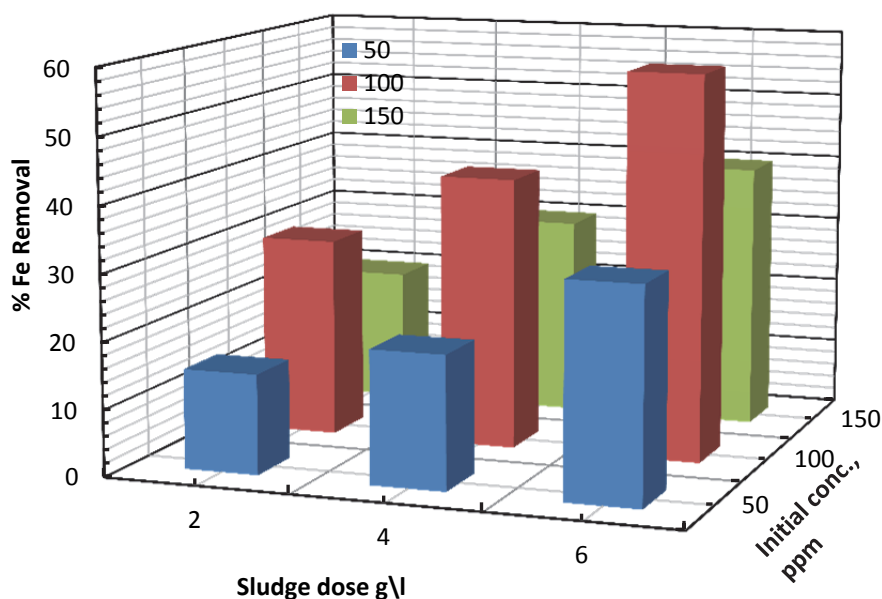


Fig. 3. Effect of initial concentration of Fe^{++} on the % removal at different adsorbent doses; sludge treated at $600^{\circ}C$

Rys. 3. Wpływ początkowego stężenia Fe^{++} na jego usunięcie przy różnych dawkach adsorbentu; osad przygotowany w temperaturze $600^{\circ}C$

Initial concentration of dissolved ions has two opposing effects namely (Abdel-Aziz 2013, Gutub et al. 2013, El-Ashtoukhy and Abdel-Aziz 2013); (i) increasing initial concentration leads to increasing the bulk concentration and increasing the concentration difference between the solution bulk and the interface with a consequent increase in the driv-

ing force for ions transfer and increasing the rate of removal. (ii) increasing initial concentration leads to increase the inter-ionic attraction and decreasing the diffusion of ions to the adsorbent surface with a consequent decrease in the rate of Fe^{++} transfer from the solution bulk to the adsorbent surface (Abdel-Aziz et al. 2013, Pang et al. 2014). As the concentration of metal ion increases, rapid saturation of the adsorbent and more surface sites are covered at a constant adsorbent dose consequently the adsorbent capacity gets exhausted due to non-availability of the surface sites (Namasivayam et al. 1996). Under the present range of operating parameters it seems that the first effect is predominant in the concentration range from 50-100 ppm and the second effect is predominant in the concentration range 100-150 ppm.

Figure 3 also shows the effect of adsorbent dose on Fe^{++} % removal at different initial concentrations. The data show that within the present range of parameters studied the % removal increases with increasing adsorbent dose, this may be attributed the fact that with increasing the adsorbent dose the surface area and the active adsorption sites for bonding the heavy metal ions will increase (Tekere et al. 1999, Abdel-Ghani et al. 2007).

To study the effect of heat treatment temperature the sludge after drying and grinding was treated at three different temperatures namely; 200, 400 and 600°C for 3 hours holding time. Mass losses of sludge increased with increasing temperature with a formation of little pores and structural changes. The weight losses are mainly due to dehydration, organic and inorganic materials decomposition (Chen and Jeyaseelan 2001).

Figure 4 shows that the maximum removal of Fe^{++} was achieved with sludge samples treated at 600°C at different sludge doses (2, 4, and 6 g/L). In order to explain the effect of sludge treatment temperature on the % removal, the sludge samples were analyzed by SEM analysis at the three temperatures 200, 400 and 600°C respectively.

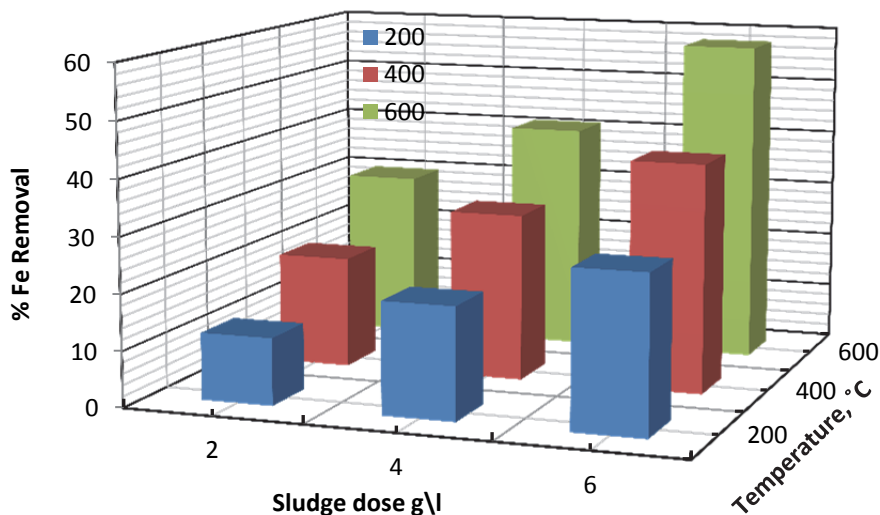


Fig. 4. Effect of sludge dose on Fe % removal at different heat treatment temperature; initial concentration = 100 ppm

Rys. 4. Wpływ dawki osadów na usunięciu Fe w zależności od temperatury przygotowywania osadów; początkowe stężenie = 100 ppm

Figure 5 Shows that the particle size decrease with increasing temperature and accordingly the surface area of the adsorbent and the % removal increase (Lu et al. 1995).

Also FTIR spectra shows visible changes during heating of sludge, which are related to surface structure. Figure 6 shows detailed spectra evolution with heating for selected wave number ranges. In general, organic functional groups found in sewage sludge tend to decrease with increasing temperature (Bandosz and Block 2006). Also some structural changes in the solid matrix can be discerned.

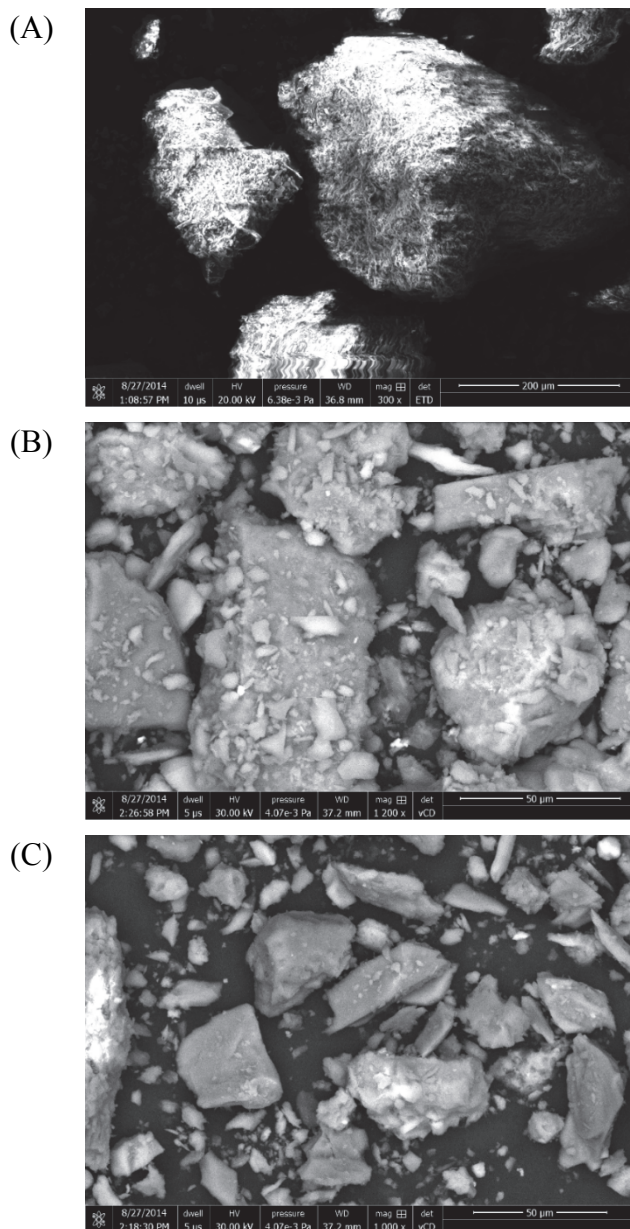


Fig. 5. SEM analysis of sludge samples at different temperatures (A: 200°C, B: 400°C, C: 600°C)

Rys. 5. Analiza SEM próbek osadu przygotowanych w różnych temperaturach (A: 200°C, B: 400°C, C: 600°C)

A broad band at 3630 cm⁻¹ corresponds to O–H stretching vibrations. These functional groups may represent compounds such as alcohols and carboxylic acids found in the sample. The peak at 1645 cm⁻¹ is due to the Amide I band. C=O stretching vibrations from other functionalities are found at the left of the 1692 cm⁻¹ peak. They refer to fatty acid carboxylic groups. The band at 1525 cm⁻¹ may be due to N–H bending, which is characteristic of the Amide II band. C=C aromatic skeletal vibrations can also be found between 1645 and 1500 cm⁻¹ and may exist in the sample due to lignin structures⁴¹. In the interval between 1400 and 1524 cm⁻¹, vibration of CH₂ groups and O–H bending vibrations for alcohols and carboxylic acids cause a variety of peaks. Consequently, a broad band around 1424 cm⁻¹ is detected. Band at 1027 cm⁻¹ has been assigned by several authors to polysaccharides. Peak at 874 cm⁻¹ can be assigned to inorganic carbonates, particularly calcium carbonate. Spectrum below 875 cm⁻¹ could be result of aromatic structures, amine and amide groups. In this study, an attempt has been made to detail the FTIR spectra of sewage sludge and chars regarding the changes experienced by the solid fraction through heat treatment within the entire temperature range (200-600°C), while being aware of its obvious limitations.

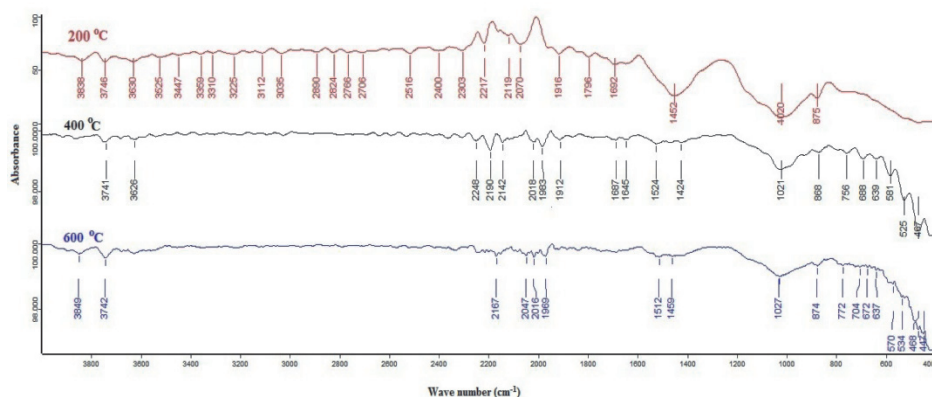


Fig. 6. FTIR spectra of sludge samples at different treatment temperatures

Rys. 6. Widma FTIR próbek osadu przygotowanych w różnych temperaturach

Table 1 shows the % removal of Fe⁺⁺ at different polymer/sludge ratio. Mixing of PVDF polymer with the sludge increased the % removal by a factor ranging from 4.62 to 15.63%. Despite the little effect of the

polymer on increasing the % removal of heavy metal ions, mixing of the polymer with the sludge has the advantage of reducing COD of the wastewater samples (JornWong and Phunchareon 1999, Chen and Zhao 2000, Mazzei et al. 2004, Betz et al. 2003).

Table 1. % removal of Fe⁺⁺ at different polymer/sludge ratio (sludge treatment temperature = 600°C)

Tabela 1. Usunięcie Fe⁺⁺ przy w różnym stosunku polimer/osad (temperatura obróbki osadu = 600°C)

% Sludge	% Polymer	Fe % removal
0	100	68.32
25	75	63.6
50	50	61.48
75	25	57.54
100	0	55

4. Data modeling

Data modeling and analysis is important to predict the adsorption performance of the sludge, express the capacity of and optimize the mechanism. The mathematical correlation obtained by the modeling analysis is important for operational design and applicable practice of the adsorption systems. The performance of an adsorbent can be studied by adsorption isotherm data, which can be obtained by a series of experimental tests. Several isotherm models are commonly used in modeling the adsorption data, such as Freundlich and Langmuir (Egashira et al. 2013, Foo and Hameed 2010, Langmuir 2012, Freundlich 1906).

The linear forms of the Freundlich and Langmuir isotherms are given in equations (2) and (3) respectively:

$$\ln q_e = \ln K_f + \frac{1}{n} \ln C_e \quad (2)$$

$$\frac{C_e}{q_e} = \left[\frac{1}{q_m K_L} \right] + \frac{C_e}{q_m} \quad (3)$$

where,

q_e – equilibrium loading, mg/g, C_e – equilibrium concentration in mg/L,
 K_f – Freundlich constant, mg/g, n – Freundlich exponent,
 K_L – Langmuir constant, L/mg, q_m – maximum adsorption capacity, mg/g.

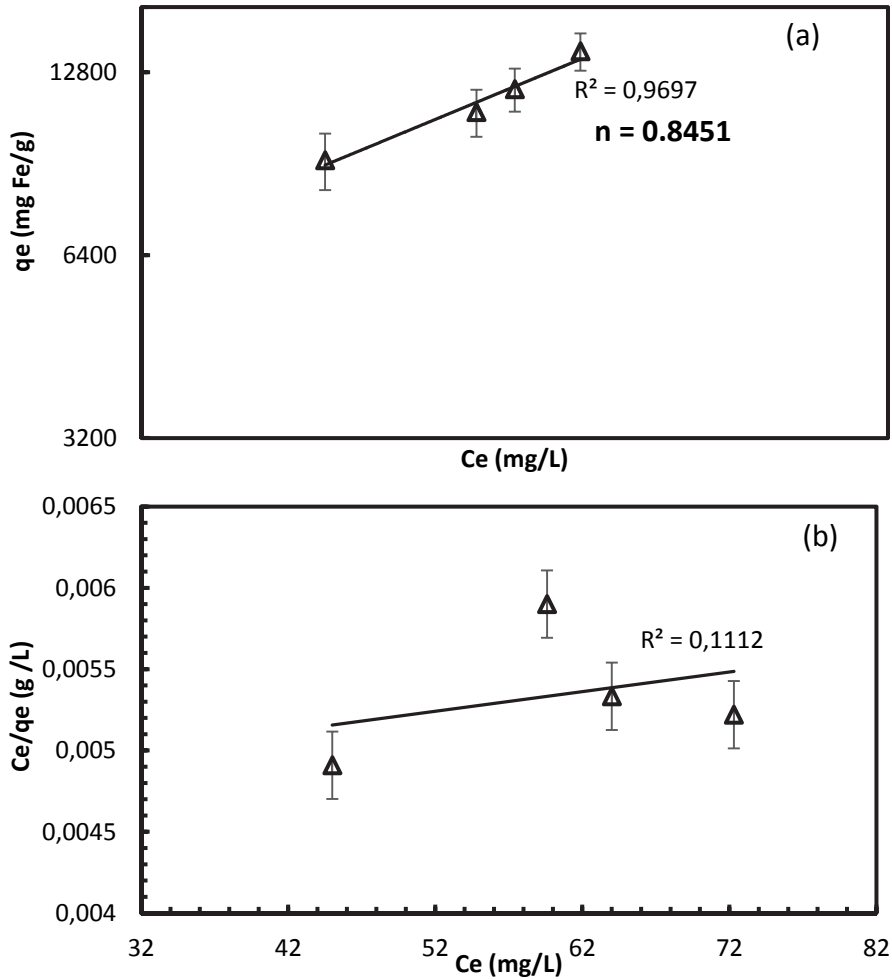


Fig. 7. Linear fitting plots of (a) Freundlich, (b) Langmuir
Rys. 7. Liniowe izotermy (a) Freundlicha, (b) Langmuira

Figure 7 shows linear fitting of Freundlich and Langmuir adsorption isotherms of the sewage sludge adsorbent by linear analysis. The data suggests that Freundlich isotherm model generates a satisfactory fit to the experimental data, while Langmuir isotherm model cannot. Langmuir isotherm assumes monolayer coverage on a homogeneous surface with identical adsorption sites. But these assumptions are valid for gas adsorption on solid surface. In solution-solid systems, with the hydration

forces, mass transport effects etc. the system is much more dynamic and complicated, and obeying the isotherm does not necessarily reflect the validity of the aforementioned assumptions. In such systems the isotherm adequacy can be seriously affected by the experimental conditions, in particular, the range of concentration of the solute/adsorbate. Previous studies reported that both of Langmuir and Freundlich isotherms might adequately describe the same set of liquid-solid adsorption data at certain concentration ranges, in particular if the concentration is small and the adsorption capacity of the solid is large enough to make both isotherm equations approach a linear form. Only one of the two isotherms correlates better with the data at high concentration.

In the field of water treatment it is usually aimed for very low equilibrium concentrations. In this case, the equilibrium concentration corresponds to the maximum permitted adsorbate concentration in the treated water. As such, in the case of Freundlich exponent $n < 1$ is a favorable isotherm curve. For the present experimental data n is 0.8451 which confirms a favorable isotherm.

5. Conclusions

Removal of Fe^{++} from dilute aqueous solutions has been studied experimentally by using sewage sludge-polymer hybrid adsorbent. Mixing the polymer with sludge increased the % removal by a factor ranging from 4.62 to 15.63%. SEM analysis confirmed that sludge treatment temperature 600°C produce smallest particle size and larger surface area while FTIR spectra showed that organic functional groups found in sewage sludge tend to decrease with increasing temperature.

The present experimental data fitted well Freundlich linear isotherm model with an exponent of 0.8451 which confirms a favorable isotherm. The model can be used for operational design of the present system.

Acknowledgements

This work was funded by the Deanship of Scientific Research (DSR), King Abdulaziz University, Jeddah, under grant No. (D1434-829-004).

The authors, therefore, acknowledge with thanks DSR technical and financial support.

References

- Abdel-Aziz, M.H. (2013). Production of copper powder from wastewater containing CuSO₄ and alcoholic additives in a modified stirred tank reactor by cementation. *Hydrometallurgy*, 109, 161-167.
- Abdel-Aziz, M.H., Amin, N.K., El-Ashtoukhy, E-S.Z. (2013). Removal of heavy metals from aqueous solutions by liquid cation exchanger in a jet loop contactor. *Hydrometallurgy*, 137, 126-132.
- Abdel-Aziz, M.H., Bassyouni, M., Mansour, I.A.S., Nagi, A. (2014). Wall to liquid mass transport and diffusion controlled corrosion in fixed bed reactors. *J. Ind. Eng. Chem.*, 20, 2650-2656.
- Abdel-Ghani, N.T., Hefray, M., EL-Chaghaby, G.A.F. (2007). Removal of Lead from aqueous solution using low cost abundantly available adsorbent. *Int. J. Environ. Sci. Tech.*, 4, 67-73.
- Andrey, B., Svetlana, B., David, C.L., Teresa, J. (2001). Sewage sludge-derived materials as efficient adsorbents for removal of hydrogen sulphide. *Environ. Sci. Technol.*, 35, 1537-1543.
- Anfruns, A., Martin, M.J., Montes-Moran, M.A. (2011). Removal of odorous VOCs using sludge-based adsorbents. *Chem. Eng. J.*, 166, 1022-1031.
- Bandosz, T.J., Block, K. (2006). Effect of pyrolysis temperature and time on catalytic performance of sewage sludge/industrial sludge-based composite adsorbent. *Appl. Catal. B-Environ.*, 67, 77-85.
- Betz, N., Begue, J., Goncalves, M., Gionnet, K., Délérís, G., Le Moel, A. (2003). Functionalisation of PAA radiation grafted PVDF. *J. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, 208, 434-441.
- Bourioug, M., Alaoui-Sehmer, L., Laffray, X., Benbrahim, M., Aleya, L., Alaoui-Sossé, B. (2015). Sewage sludge fertilization in larch seedlings: Effects on trace metal accumulation and growth performance. *Ecological Engineering*, 77, 216-224.
- Chen, J.W., Zhao, Y.M. (2000). Relation between water absorbency and reaction conditions in aqueous solution polymerization of polyacrylate super absorbents. *J. Applied Polymer Science*, 75, 808-814.
- Chen, X., Jeyaseelan, S. (2001). Study of sewage sludge pyrolysis mechanism and mathematical modelling. *J. Environ. Eng.*, 127, 585-593.
- Chen, M., Blanc, D., Gautier, M., Mehu, J., Gourdon, R. (2013). Environmental and technical assessments of the potential utilization of sewage sludge ashes (SSAs) as secondary raw materials in construction. *Waste Management*, 33, 1268-1275.

- Cieřlik, B.M., Namieřnik, J., Konieczka, P. (2015). Review of sewage sludge management: standards, regulations and analytical methods. *J. Cleaner Production*, 90, 1-15.
- Crini, G. (2006). Non-conventional low-cost adsorbents for dye removal: A review. *Bioresource Technology*, 97, 1061-1085.
- Egashira, R., Tanabe, S., Habaki, H. (2013). Removal of Heavy Metals from Model Mine Wastewater by Adsorption Using Mongolian Natural Zeolites. *J. Chem. Eng. Japan*, 46, 50-55.
- El-Ashtoukhy, E-S.Z., Abdel-Aziz, M.H. (2013). Removal of copper from aqueous solutions by cementation in a bubble column reactor fitted with horizontal screens. *Int. J. Min. Process.*, 121, 65-69.
- Foo, K.Y., Hameed, B.H. (2010). Insights into the modeling of adsorption isotherm system. *Chem. Eng. J.*, 156, 2-10.
- Freundlich, H.M.F. (1906). Over the adsorption in solution. *J. Phys. Chem.*, 57, 385-471.
- Fu, F., Wang, Q. (2011). Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. *J. Environmental Management*, 92, 407-418.
- Gros, F., Baup, S., Aurousseau, M. (2008). Intensified recovery of copper in solution: Cementation onto iron in fixed or fluidized bed under electromagnetic field. *Chem. Eng. Process.*, 47, 295-302.
- Gutub, S.A., Bassyouni, M., Abdel-hamid, S.M.-S. (2013). Dissolved solids adsorption of freshwater using synthesized bio-foam composite. *Life Science Journal*, 10, 464-471.
- Huasong, B., Zhongyan, Z. (1999). Use of sewage sludge for manufacturing adsorbent. *Environ. Sci.*, 20, 56-59.
- JornWong, S.K., Phunchareon, P. (1999). Influence of reaction parameters on water absorption of neutralized poly (acrylic-co-acrylamide) synthesized by inverse suspension polymerization. *J. Applied polymer Science*, 72, 1349-1366.
- Kargi, F., Ozmihc, S. (2005). Comparison of adsorption performances of powdered activated sludge and powdered activated carbon for removal of turquoise blue dyestuff. *Process Biochem.*, 40, 2539-2544.
- Langmuir, I. (2012). The constitution and fundamental properties of solids and liquids. *J. Am. Chem. Soc.*, 38, 2221-2295.
- Lin, Q.H., Cheng, H., Chen, G.Y. (2012). Preparation and characterization of carbonaceous adsorbents from sewage sludge using a pilot-scale microwave heating equipment. *J. Analytical and Applied Pyrolysis*, 93, 113-119.
- Lu, G.Q., Low, J.C.F., Liu, C.Y., Lua, A.C. (1995). Surface area development of sewage sludge during pyrolysis. *Fuel*, 74, 344-348.

- Lucena, L.C.D.L., Juca, J.F.T., Soares, J.B., Filho, P.G.T.M. (2014). Use of wastewater sludge for base and sub-base of road pavements. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 33, 210-219.
- Martin, M.J., Serra, E., Ros, A., Balaguer, M.D., Rigola, M. (2004). Carbonaceous adsorbents from sewage sludge and their application in a combined activated sludge-powdered activated carbon (AS-PAC) treatment. *Carbon*, 42, 1389-1394.
- Mazzei, R.O., Bermúdez, G.G., Tadey, D., Rocco, C. (2004). Grafting of poly (vinylidene fluoride) foils induced by swift heavy ions. *J. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, 218, 313-317.
- Namasivayam, C., Muniasamy, N., Gayatri, K., Rani, M., Ranganathan, K. (1996). Removal of dyes from aqueous solutions by cellulosic waste orange peel. *Bioresource Technology*, 57, 37-43.
- Otero, M., Rozada, F., Calvo, L.F. (2003). Elimination of organic water pollutants using adsorbents obtained from sewage sludge. *Dyes Pigments*, 57, 55-65.
- Pan, S., Lin, C., Tseng, D. (2003). Reusing sewage sludge ash as adsorbent for copper removal from wastewater. *Resources Conservation & Recycling*, 39, 79-90.
- Pan, Z., Tian, J., Xu, G., Li, J., Li, G. (2011). Characteristics of adsorbents made from biological, chemical and hybrid sludges and their effect on organics removal in wastewater treatment. *Water Research*, 45, 819-827.
- Pang, M., Kano, N., Imaizumi, H. (2014). Adsorption of Heavy Metal onto Activated Carbon Modified with Potassium Permanganate. *J. Chem. Eng. Japan*, 14, 386-391.
- Rozada, F., Otero, M., Moran, A., Garcia, A.I. (2008). Adsorption of heavy metals onto sewage sludge-derived materials. *Bioresource Technology*, 99, 6332-6338.
- Seredych, M., Bandosz, T.J. (2006). Removal of copper on composite sewage sludge/industrial sludge-based adsorbents: the role of surface chemistry. *J. Colloid Interf. Sci.*, 302, 379-388.
- Smith, K.M., Fowler, G.D., Pullket, S., Graham, N.J.D. (2009). Sewage sludge-based adsorbents: A review of their production properties and use in water treatment applications. *Water Research*, 43, 2569-2594.
- Smol, M., Kulczycka, J., Henklik, A., Gorazda, K., Wzorek, Z. (2015). The possible use of sewage sludge ash (SSA) in the construction industry as a way towards a circular economy. *J. Cleaner Production*, 95, 45-54.

- Sprynsky M. (2009). Solid–liquid–solid extraction of heavy metals (Cr, Cu, Cd, Ni and Pb) in aqueous systems of zeolite–sewage sludge. *J. Hazard. Mater.*, 161, 1377-1383.
- Teker, M., Imamoglu, M., Saltabas, O. (1999). Adsorption of Copper and Cadmium ions by activated carbon from rice Hulls. *Turk. J. Chem.*, 23, 185-191.
- Wang, X.N., Zhu, N.W., Yin, B.K. (2008). Preparation of sludge based activated carbon and its application in dye wastewater treatment. *J. Hazard. Mater.*, 153, 22-27.
- Wu, S., Qi, Y., Yue, Q., Gao, B., Gao, Y., Fan, C., He, S. (2015). Preparation of ceramic filler from reusing sewage sludge and application in biological aerated filter for soy protein secondary wastewater treatment. *J. Hazardous Materials*, 283, 608-616.
- Xiaoge, C., Jeyaseelan, S., Graham, N. (2002). Physical and chemical properties study of the activated carbon made from sewage sludge. *Waste Management*, 22, 755-760.
- Xu, Z., Li, L., Wu, F., Tan, S., Zhang, Z. (2005). The application of the modified PVDF ultrafiltration membranes in further purification of Ginkgo biloba extraction. *J. Membr. Sci.*, 255, 125-131.
- Yeow, M.L., Liu, Y., Li, K. (2005). Preparation of porous PVDF hollow fiber membrane via a phase inversion method using lithium perchlorate (LiClO₄) as an additive. *J. Membrane Sci.*, 258, 16-22.
- Yu, L., Zhong, Q. (2006). Preparation of adsorbents made from sewage sludges for adsorption of organic materials from wastewater. *J. Hazardous Materials*, B137, 359-366.
- Zhai, Y., Wei, X., Zeng, G., Zhang, D., Chu, K. (2004). Study of adsorbent derived from sewage sludge for the removal of Cd²⁺, Ni²⁺ in aqueous solutions. *Sep. Purif. Technol.*, 38, 191-196.

Usuwanie Fe⁺⁺ ze ścieków przy użyciu hybrydowych adsorbentów osadowo-polimerowych

Streszczenie

W pracy badano usuwanie Fe⁺⁺ za pomocą adsorpcji na osadowo-polimerowych adsorbentach hybrydowych. Osady pobrano z oczyszczalni ścieków komunalnych. Obróbkę termiczną osadu prowadzono w temperaturze 200, 400 i 600°C, w celu poprawy zdolności adsorpcyjnych. Fluorek poliwinylidenu (PVDF) – handlowy polimer – mieszano z osadami w różnych stosunkach masowych. Morfologia powierzchni i struktura chemiczna przetworzonego osadu była badana za pomocą SEM i FTIR. Badane parametry niezależne to: początkowe stężenie Fe⁺⁺, czas kontaktu, dawka osadu, obróbka termiczna osadu,

udział osadu/polimeru w mieszance. W badanych zakresach zmienności parametrów niezależnych, efektywność usuwania Fe⁺⁺ wzrasta wraz ze wzrostem dawki osadu. Zwiększenie początkowego stężenia Fe⁺⁺ z 50 do 100 ppm zwiększa skuteczność usuwania o współczynnik wynoszący maksymalnie 1,73. Dalsze zwiększanie stężenia od 100 do 150 ppm, prowadzi do zmniejszenia skuteczności usuwania do 43%. Hybrydowy adsorbent poprawił skuteczność usuwania aż do 63,6%. Dane doświadczalne odpowiadają liniowej izotermie Freundlicha. Adsorpcja Fe⁺⁺ przez adsorbent osadowy zachodzi poprzez monowarstwę i heterogeniczną powierzchnię.

Podkreślono możliwość zastosowania uzyskanych wyników do usuwania metali ciężkich ze ścieków przemysłowych.

Abstract

Removal of Fe⁺⁺ by adsorption on sludge-polymer hybrid adsorbents was studied. Sludge was collected from domestic disposal wastewater. Thermal treatment of sludge particles was carried out at 200, 400 and 600°C to improve adsorption capacity. Polyvinylidene fluoride (PVDF) commercial polymer was mixed with the sludge in different mass ratios. Surface morphology and chemical structure of treated sludge were investigated using SEM and FTIR. Parameters studied are initial concentration of Fe⁺⁺, contact time, sludge dose, heat treatment of the sludge, and sludge/polymer mixing ratio. Within the present range of studied parameters the removal efficiency of Fe⁺⁺ increases with increasing sludge dose. Increasing initial concentration of Fe⁺⁺ from 50 to 100 ppm increases the removal efficiency by a factor of maximum of 1.73. Further increasing in concentration from 100 to 150 ppm leads to decrease in removal efficiency up to 43%. Sludge-PVDF hybrid adsorbent improved removal efficiency up to 63.6%. Experimental data fits to Freundlich linear model. The mechanism of adsorption of Fe⁺⁺ by sludge adsorbent was found to take place through a monolayer and heterogeneous surface.

Potential applications of the present data in removing heavy metals from industrial waste solutions were highlighted.

Słowa kluczowe:

metale ciężkie, osady ściekowe, polimery, hybrydowe adsorbenty, izoterma adsorpcji

Keywords:

heavy metals, sewage sludge, polymers, hybrid adsorbents, adsorption isotherm



Measuring of Environmental Performance Index in Europe

Slavomír Bucher

Pavol Jozef Šafárik University, Košice

1. Introduction

Selecting the appropriate indicators and methodology for arriving at the acceptable environmental quality of life, which quantify the impacts of environmental degradation on well-being, including impacts on health, access to natural resources, and losses caused by natural disasters is a subject of much debate and research.

Sustainable development is now primary objective in European countries policies. It rules, which require consistently of three areas: economy, society, and environment are the basis of EU guidelines for the use of aid programs (Kasperska 2015).

The study mainly consists of a desk review, and proposes and approach designed and implemented by the authors. Per se, the paper does not provide new indicators, but it does emphasize the need to implement a more systemic approach to the policymaking process, namely one that considers policy impacts across sectors and actors.

Regional disparity and natural endowment of the European countries are also considered important when ranking the countries. The general paper allegation is that environmental health and ecosystem vitality is not homogenously distributed across the Europe, territorial disparities are very strong in the regions, and thus, environmental health and ecosystem vitality levels fluctuate widely, with significant differences between different countries.

Coelho et al. (2012) focus on the development and validation of the Cleaner Treatment Index (CTI), to assess the environmental

performance of waste treatment technologies based on the Cleaner Treatment concept. Volpe et al. (2013) found strong linkage between various natural resources and the Global Aquaculture Performance Index (GAPI) which is the first tool to assess the environmental performance of global marine aquaculture production, permitting direct comparison of disparities species, production methods, and jurisdictions.

Because of the influence of natural resources depletion and unabated pollution on many sectors of the economy and well-being of the citizens, we considered necessary to evolve an Environmental Performance Index and recognize environmental performance by states and devolve central funds (Chandrasekharan et al. 2013). In recent decades, there has been a growing awareness in society about the potential effects of the continued and unmanaged economic growth for the public and health and welfare of current and future generations (Rogge 2012). The topic has been studied quite extensively, and there are existing journals and book series focusing on these issues, in general. Ecologists and social scientists have attempted to explain trends among countries for various indices of Environmental Performance based primarily on environmental health, ecosystem sustainability, with varying results (Urbanc et al. 2014, Costantini & Monni 2008, Dahl 2012, Hak et al. 2012, Moldan et al. 2012, Bujanowicz-Haraś et al. 2015, Makarewicz-Marcinkiewicz 2015).

Likewise, research conducted by Garcia-Sanchez et al. (2015), indicated that Environmental Performance Index allows for determining the negative impacts that the driving forces have on the environment and the supposed pressure effect on the natural state of the available resources, which cause harmful effects environment. Based on findings of a multidimensional scaling analysis, Hsu et al. (2013) introduces pared-down versions of the 2012 Environmental Performance Index and trend indices to evaluate performance and progress over the last decade on the five policy categories related to statements specified in: Water (Effect on Human Health), Biodiversity and Habitat, Forestry, Fisheries, and Climate Change and Energy.

One of the most crucial challenges in a modern civilization, is environmental protection, which constitutes natural life fundament, including all human activities. Problems such as depletion of non-renewable resources, an endangerment of renewable resources (e. g. intensive fishing leading to species extinction), overpopulation, environment

pollution on a global scale and connected with this fact, an impact on human health, species diversity and natural landscapes, global warming, the change of consumption models from resource-efficient and concentrated on spiritual values, and long periods ones into wasteful ones, and the ones which are directed into material values and extemporary, an increasing risk of control of most world markets through international corporations, all these lead to life quality deterioration (Zaremba-Warnke 2013).

2. Material and Methods

Another central element of the literature analysis is the methodological evaluation that has examined the main techniques which can be applied to measure Environmental Performance from an ecological point of view.

The main aim of the research was to identify key determining factors of Environmental Performance in Europe. Research was provided by nine competitiveness categories of Environmental Performance: (A1) Health Impacts; (A2) Air Quality; (A3) Water and Sanitation; (B1) Water Resources; (B2) Agriculture; (B3) Forests; (B4) Fisheries; (B5) Biodiversity and Habitat and (B6) Climate & Energy. The Environmental Performance Index builds on measures relevant to two core arguments (Chandrasekharan et al. 2013) – (a) reducing environmental stress to human health (the environmental health statement) and (b) protecting ecosystems and natural resources (the ecosystem vitality statement). Development of systems for environmental protection and risk assessment in never ending – is doomed to evolution (Olkiewicz et al. 2015).

Subsequently, independent variable – Human Development Index was included in the model. Mukherjee & Chakraborty (2009) suggest that the EPI for the states is linearly dependent on a set of observable indicators and can be determined by adopting the Human Development Index (HDI) method, by putting the selected variable to start with under nine broad categories, namely A1) Health Impacts; (A2) Air Quality; (A3) Water and Sanitation; (B1) Water Resources; (B2) Agriculture; (B3) Forests; (B4) Fisheries; (B5) Biodiversity and Habitat and (B6) Climate & Energy.

Environmental indicators can be broadly classed into two types of measures: end-of-process measures, otherwise known as lagging indicators, or in-process measures, also known as leading indicators. The study presented lagging indicators that are the type of metrics most commonly reported. Lagging indicators can be easy to quantify and understand; preferred by the public and regulators. The principal advantages of using lagging indicators are that they are usually readily quantifiable and understandable, and the data are often collected for other business purposes. The main disadvantage is that, as the name implies, they lag or reflect situations where corrective action can only be taken after the fact, and often after incurring some cost, whether it be in fines or decreased credibility with regulators or the public.

A limitation of this analysis is heterogeneity of the countries within the categories of Environmental Performance Index, which was determined by the existence of statistically significant differences in the average score in each indicator. Consequently, we were limited to analyzed data and the available relevant sources thus this may be frustrating not to give a complete panorama of this interesting subject of research.

3. Results

According to the results based on hierarchical cluster analysis implying a three-cluster solution, the group average method analysis segmented the samples into to the three different clusters (Table 1).

The spatial distribution of the development of the Environmental Performance Index in Europe displays that there is a significant distinction between High-income countries located in Western Europe and Scandinavia on one side and middle-income countries in Eastern Europe. The extremely highest and the lowest values of competitiveness categories calculated from country-level data and statistics illustrate cluster 1 and cluster 3 (Table 1).

To further examination, the characteristics of each cluster, mean score of the clusters has been estimated. The priority to environmental issues in Europe for each section cluster presents Figure 1.

Table 1. Means standardized score used for calculation of the Environmental Performance Index in Europe (the year 2014)

Tabela 1. Średnie standaryzowane wyniki użyte do obliczenia wskaźnika efektywności środowiskowej w Europie (rok 2014)

Competitiveness categories	Cluster 1	Cluster 2	Cluster 3
ENVIRONMENTAL HEALTH (EH)	93.9	84.5	73.4
<i>Health Impacts</i>	98.8	92.5	85.7
<i>Air Quality</i>	87.6	80.3	75.9
<i>Water and Sanitation</i>	95.3	80.6	58.7
ECOSYSTEM VITALITY (EV)	67.0	54.1	36.9
<i>Water Resources</i>	82.5	43.5	14.8
<i>Agriculture</i>	62.5	67.1	63.4
<i>Forests</i>	33.7	56.1	59.2
<i>Fisheries</i>	19.0	8.7	8.6
<i>Biodiversity and Habitat</i>	78.3	72.2	37.3
<i>Climate and Energy</i>	66.6	55.4	52.6
ENVIRONMENTAL PERFORMANCE INDEX (EPI)	77.8	66.2	51.5

Source: Compiled by the author

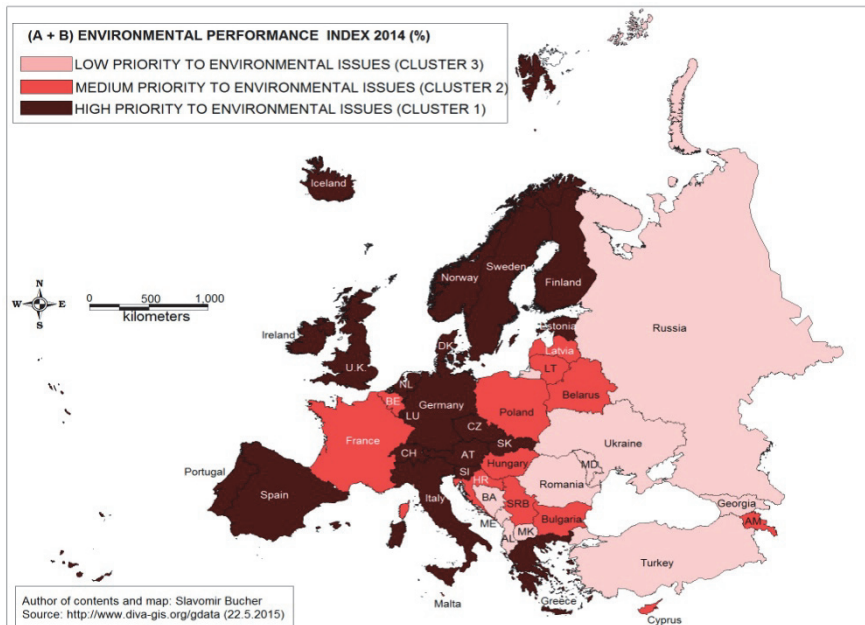


Fig. 1. Environmental Performance Index in Europe (the year 2014)

Rys. 1. Wskaźnik efektywności środowiskowej w Europie (rok 2014)

3.1 Environmental Health

To illustrate more specifically the basis for three categories related to environmental health, we evaluated of 43 selected countries individually (Table 2, Figure 2).

Table 2. Basic statistics of three categories related to EH for the Europe in the year 2014

Tabela 2. Podstawowe statystyki trzech kategorii związanych ze zdrowiem środowiskowym dla Europy w roku 2014

	N	Ave- rage	Std. Deviation	Coefficient of variation	Min. value	Max. value
ENVIRONMENTAL HEALTH (%)	43	86.3	10.2	11.8	61.9	99.4
Health Impacts (%)	43	93.8	8.2	8.7	66.1	100
Air Quality (%)	43	82.7	10.9	13.2	64.3	98.3
Water and Sanitation (%)	43	82.4	20.2	24.5	31.3	100

Source: Compiled by the author

Health Impacts measures child mortality. In the policy area, child mortality is narrowly defined as the death rate of children between the ages of one and five. Countries such as Turkey (66.1), Moldova (76.0) or Georgia (79.4) with the lowest values in this category face with higher child mortality as average in Europe due to environmental factors, including air pollution, airborne particulates, and lack of access to clean and drinkable water. Malnutrition, poverty, diseases, inadequate health care, and environmental factors all contribute to high child mortality. Contrary, on the other side of scale should be found countries such as Switzerland (100), Czech Republic (100), and Germany (100) among others, mostly located in Western part of Europe with the lowest child mortality rates and high standards of sanitation and health care. Disentangling the precise contributions is difficult, yet research conducted by Hsu et al. (2014) shows that diarrheal disease, lower respiratory tract infections, and other preventable diseases are highly linked to water and air pollution.

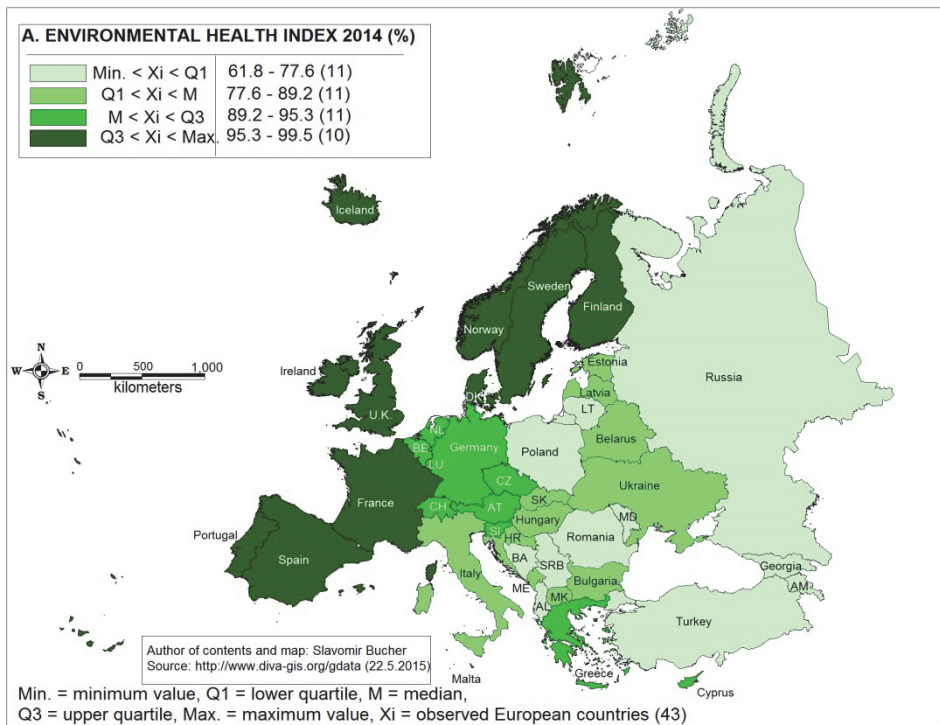


Fig. 2. Environmental Health in Europe (the year 2014)

Rys. 2. Zdrowie Środowiskowe w Europie (rok 2014)

Category profile of *air quality* includes three indicators: air pollution – average exposure to PM₂₅ (fine particulate matter); PM₂₅ Exceedance; and household air quality – indoor solid fuel usage. The lowest score of air quality gained Macedonia (64.3), Serbia (67.2), and Albania (68.2), which means, that the high percentage of the population still burning solid fuel (biomass such as wood, crop, residues, dung, charcoal, and coal) for cooking compared to countries located in Western part of Europe. Countries such as Malta (98.3), Finland (98.3), and Iceland (98.3) obtained the highest rating in air quality. It demonstrates that mentioned countries using a lower percentage of the solid fuel for cooking, which contributes to acute minor respiratory infections and another disease such as lung cancer. For prevention, it is necessary to monitor and report coarse particulate pollution or PM₁₀ (particles between 2.5 and 10 microns in diameter).

Water and sanitation represent the last category among the environmental health framework. It is formed by a set of variables related to the percentage of households with access to drinking water; percentage of households with access to sanitation equipment. The highest score could be observed in Malta (100), Finland (100), and Iceland (100); which represent the countries with a high standard of well-being and good access to clean drinking water and sanitation. Unfortunately, in Europe, we may also detect broad regional disparities related to the quality of water and sanitation infrastructure. Poor quality of water and inadequate sanitation in the Eastern part of Europe; countries such as Romania (31.3), Lithuania (43.8), and Moldova (53.7) has further impacts on quality of life for millions of people, extending beyond public health by exacerbating gender inequality and stunning economic development.

3.2 Ecosystem Vitality

The second one statement provided the overarching structure of the 2014 EPI is Ecosystem Vitality, whose base consists of the selected categories: water resources, agriculture, forests, fisheries, biodiversity and habitat, and climate and energy (Table 3, Figure 3).

Table 3. Basic statistics of six categories related to EV Ecosystem Vitality for the Europe in the year 2014

Tabela 3. Podstawowe statystyki sześciu kategorii związanych z żywotnością ekosystemów dla Europy w roku 2014

	N	Average	Std. Deviation	Coefficient of variation	Min. value	Max. value
ECOSYSTEM VITALITY (%)	43	56.1	13.6	24.2	24.6	84.7
Water Resources (%)	43	54.9	33.7	61.3	0	98.8
Agriculture (%)	43	64.1	14.5	22.7	16.9	96.0
Forests (%)	43	46.5	29.7	63.8	3.3	100
Fisheries (%)	43	13.5	12.4	91.6	0	32.9
Biodiversity and Habitat (%)	43	66.9	26.6	39.7	2.5	100
Climate and Energy (%)	43	59.9	12.8	21.2	27.8	85.7

Source: Compiled by the author

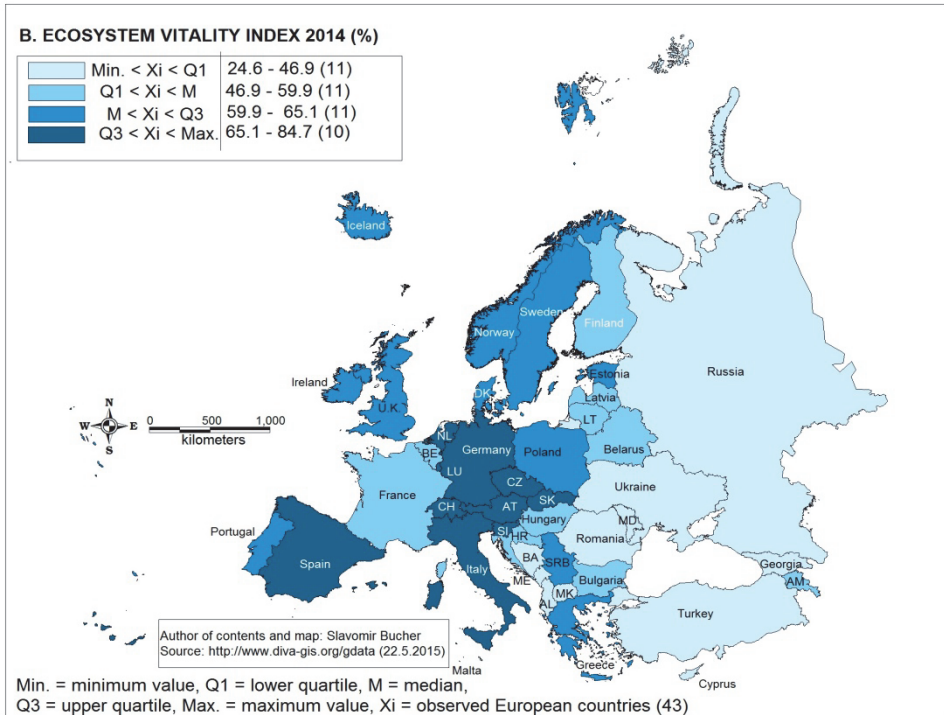


Fig. 3. Ecosystem Vitality in Europe (the year 2014)

Rys. 3. Żywność ekosystemów w Europie (rok 2014)

Water resources tracks how well countries treat wastewater from households and industrial sources before releasing it back into the environment. Among the leaders in recycled water, when water is given more advanced treatments and is used indirectly for drinking are followed countries: Netherlands (98.8), United Kingdom (97.9), Switzerland (96.0), and Germany (95.1). Untreated sewage typical for less development part of Eastern Europe (Georgia, Bosnia and Hercegovina, Albania, etc.) may disrupt the functioning of downstream ecosystems. Wastewater is comprised of domestic greywater (water from baths, sinks, washing machines, and kitchen appliances) and blackwater (water from toilets), as well as the industrial wastewater that may have additional chemical contaminants.

The second category of ecosystem vitality – *agriculture*, focuses predominantly on agricultural subsidies as a proxy measure for the

degree of environmental pressure exerted by subsidizing agricultural inputs. Serbia reached the most favorable score (96) among 43 European countries. That country follows the *Convention on Persistent Organic Pollutants* using a low amount of pesticides, which are a significant source of pollution in the environment and public subsidies for agricultural protection and agrochemical inputs, which cause the expansion of farmland into sensitive areas, and the overexploitation of resources like water and soil nutrients. Authors Czechowska-Kosacka et al. (2015) emphasized that sewage sludge is a sustainable source of phosphorus and potassium compounds for the growth of biomass. Their application on cultivated land could be beneficial on condition that the level of pollution does not exceed the acceptable level, in particular with regard to heavy metals.

Further category *forestry* deals with the percent change in forest cover between 2000 and 2012 in areas with greater than 50 percent tree cover. The most encouraging score was observed in Serbia (100), Montenegro (100) and Moldova (100), there was limited reduction in the extent of forest cover, which has significant negative implications for ecosystem services and habitat protection.

Next category is *fisheries*, describe overall fishery health by showing whether countries are harvesting fish and invertebrates at unsustainable rates or through practices that significantly harm the coastal shelf ecosystem. Unfortunately, we faced with a lack of relevant data for 43 European countries; therefore, our research basis offers limited outputs.

The last two categories of EV have characterized *biodiversity and habitat*, and *climate and energy*. According to a partial score of *biodiversity and habitat indicator* the highest values reached Switzerland (100), Slovenia (100), Luxemburg (100), and Germany (100); they apply strict habitat protection law as well as conservation of biodiversity and support ecosystem services that are critical to sustaining human life and well-being. The lowest score of biodiversity and habitat presented Bosnia and Hercegovina (2.5), and Moldova (7.5). Given values point out on the negative impact on land use and microclimate change, increase the probability of invasive species and uncover overexploitation of remain biodiversity and habitat environment.

Climate and energy category divide countries into two main groups: first one represent by high-income European countries followed by Switzerland, Sweden, Norway, which reduce their outputs in carbon intensity. The second one includes middle-income European countries such as Ukraine, Bosnia, and Hercegovina or Armenia that reduce their change in the outputs of carbon intensity.

The correlation of the individual categories of environmental health and ecosystem vitality with the overall index of Environmental Performance (Table 4) has a high informative value, especially regarding the outcomes for the environmental sustainability and protection. A significant correlation is shown between Environmental Performance Index and environmental health, water, and sanitation, ecosystem vitality and water resources; on the other hand, the low correlation has been shown between the indicators agriculture and biodiversity and habitat.

Table 4 and Fig. 4 presents the results of the linear regression of the environmental health, ecosystem vitality, Human Development Index and Environmental Performance Index in 43 countries of Europe. In presenting model, the variables were entered consecutively to explore the effects separately. The independent variables are the environmental health, ecosystem vitality, and Human Development Index. Environmental Performance Index was significantly associated with the three independent factors. Complementary factors strongly influence the model.

According to this model, R-square, the percent of Environmental Performance Index, explained by three factors is 1.000. It means that three independent model explains 100 % of the variance. An important information presented in Table 4 refers to the adjusted R-square, which value is 1.000, meaning that the penalty for the possibility that some of the variances may be due to chance is zero. On the other side, the calculated standard error is Sig. (F) = 0.0, which means that the statistic has no random error. Analyzed results also show that Environmental Performance Index has a positive association with ecosystem vitality and environmental health according to standardized coefficient Beta. Partial correlations also show that the environmental health and ecosystem vitality have positive associations with Environmental Performance Index in the countries of Europe.

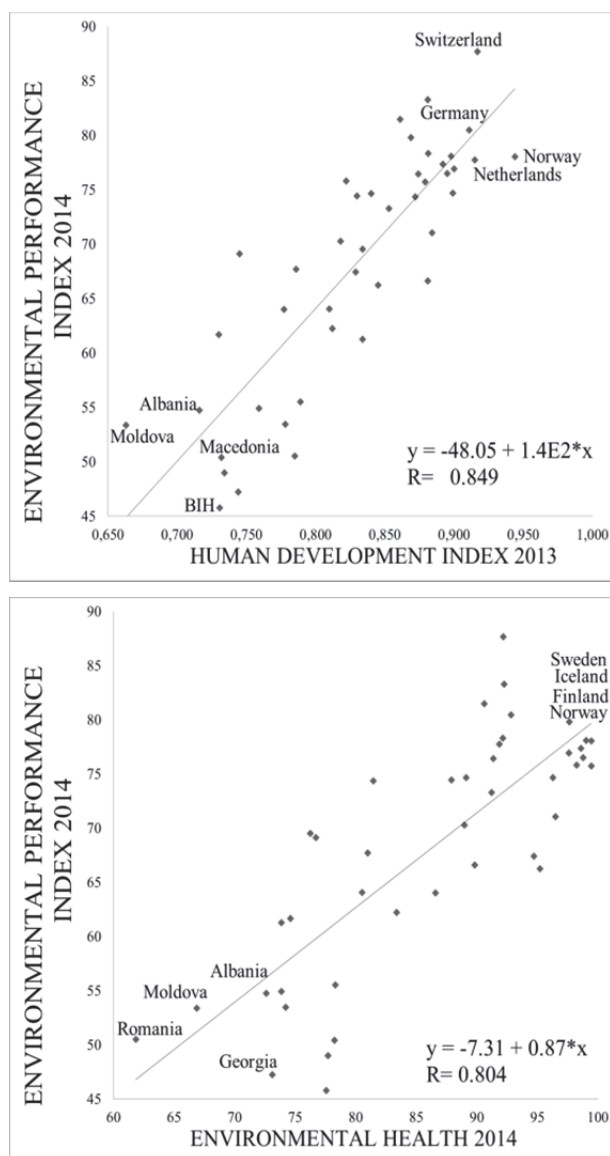


Fig. 4. Scatter charts of Environmental Performance Index 2014 and Human Development Index, Environmental Health in Europe

Rys. 4. Wykresy rozrzutu wskaźnika efektywności środowiskowej w 2014 oraz wskaźnika rozwoju społecznego, zdrowia środowiskowego w Europie

Table 4. Environmental Performance Index in relation to Environmental Health, Ecosystem Vitality and Human Development Index

Tabela 4. Wskaźnika efektywności środowiskowej w odniesieniu do zdrowia środowiskowego, żywotności ekosystemów i wskaźnika rozwoju społecznego

Model	Unstandardized Coefficients		Standardized Coefficients	t	Sig.	Correlations		
	B	Std. Error				Beta	Zero order	Partial
(Constant)	0.002	0.008		0.272	0.787			
Environmental Health	0.400	0.000	0.368	4513.7	0.000	0.804	1.000	0.213
Ecosystem Vitality	0.600	0.000	0.738	10432.6	0.000	0.955	1.000	0.492
Human Development Index	-0.013	0.016	0.000	-0.827	0.413	0.849	-0.131	0.000

*a. Dependent Variable: Environmental Performance Index, $R^2 = 1.000$, Adjusted $R^2 = 1.000$, $DW = 1.689$
 $F = 149740357.1$ Sig. (F) = .000*

** Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed)*

Source: Compiled by the author

4. Discussion

In the past decades researchers, attention was focused mainly on human consumption of natural resources and mounting evidence that elevated degradation and loss of habitats and species (Fish 2011). Our study showed that geographic variations and typologies of Environmental Performance at national level exist and may be identified.

Our research results regarding the influence of Human Development Index on Environmental Performance are by previous research results and confirm a positive relationship, as mentioned above.

On that note, there is ample of empirical research dedicated to determining what influences Environmental Performance. For instance, O'Brien (2013) investigated the influence of environmental health that is one key determinant of health, air, water and sanitation quality, and its positive effects on Environmental Performance outcomes as well known.

Brown (2014) has also studied the factors that determine Environmental Performance. The author concluded, that geographic dimension of environmental performance rate implies various distribution, territorial disparities and different types of evolution. Identification and understanding of geographic inequalities of Environmental Performance rate become an important mechanism needed in any study that aims a thorough analysis and causalities. The spatial analysis that was conducted in our research is an important tool for every study that aims to detect possible sources of heterogeneity or spatial patterns.

Previous ecological studies (Ekins 2011, Bell & Morse 1999, Jackson 2009, Prescott 2001), tested and measured the influence of other indexes, such as Well-Being Index, Living Planet Index, Ecological Footprint, City Development Index and its impact on environmental health and ecosystem vitality. A potential explanation of low correlation of indexes mentioned above on ecosystem vitality and environmental health can be found in the different methodological approaches and indicator measurement.

Authors Klonowska-Matynia & Sasin (2015) attempted to determinate the level of sustainable development EU countries based on estimated indicators in the context of the Europe 2020 strategy (a strategy for smart, sustainable and inclusive growth).

Ekkins (2011) suggests that there is a relationship between Environmental Performance and actions improving environmental sustainability. Ideally, these actions would involve: (1) the development of better measurement and monitoring systems to improve environmental data collection; (2) the creation of policies to address particularly weak areas; (3) the communication and reporting of national-level data and statistics to international agencies such as the United Nations; and (4) the delineation of sub-national metrics and targets for improved environmental performance.

5. Conclusion

Environmental Performance is the result of many intertwining factors. Ecological inequalities in the Environmental Performance Index are presented in all the countries of the world, even in the most developed ones. In order to create sustainable and efficient green environment essential for human health that would result in desired ecosystem vitality and environmental health outcomes, there has to be cooperation between the environmental sector and others sectors in a country.

The results of the research conducted in this paper indicate the competitive rank of European countries positioned on nine categories of Environmental Performance Index. To be precise, the results indicate that Human Development Index significantly influences Environmental Performance Index.

Lack of a competent environmental bureaucracy and legislation affect on environmental protection and sustainability. Moreover, the absence of functioning institutions and the government has had significant consequences for local ecosystems, along with disturbed biodiversity and habitat protection. Therefore, European countries such as Ukraine struggling with problems extend beyond their inability to sustain environmental and human health.

Outcomes of this research strongly highlight (Figure 4) that Iceland, Sweden, Denmark display admirable achievement regarding most effective indicators of Environmental Performance as a result of share smart policies that target improvements to their natural and built environments, along with a strong commitment to renewable energy.

Environmental Performance Index allows countries to compare their social and environmental inequalities. The Environmental Performance Index clearly demonstrate that the key to winning the competitive race in the sustainable environment is improvement and investment in the future: infrastructure (sanitation, water, and electricity facilities), healthcare, and education. In other words, improvement in the partial competitiveness of a country empowers growth in its long-term competitiveness.

References

- Bell, S. & Morse, S. (1999). *Sustainability Indicators: Measuring the Immeasurable?* London: Earthscan.
- Brown, K. (2014). Global environmental change I: A social turn for resilience? *Progress in Human Geography*, 38(1), 107-117.
- Bujanowicz-Haraś, B., Janulewicz, P., Nowak, A., Krukowski, A. (2015). Evaluation of Sustainable Development in the Member States of the European Union. *Problemy Ekorozwoju – Problems of Sustainable Development*, 10(2), 71-78.
- Coelho, H.M.G., Lange, L.C., Coelho, L.M.G. (2012). Proposal of an environmental performance index to assess solid waste treatment technologies. *Waste Management*, 32(7), 1473-1481.
- Constantiti, V., & Monni, S. (2008). Environment, human development and economic growth. *Ecological Economics*, 64(4), 867-880.
- Czechowska-Kosacka, A., Cao, Y.C., Pawlowski, A. (2015). Criteria for Sustainable Disposal of Sewage Sludge. *Rocznik Ochrona Srodowiska (Annual Set the Environment Protection)*, 17, 337-350.
- Dahl, A.L. (2012). Achievements and gaps in indicators for sustainability. *Ecological Indicators*, 17, 14-19.
- Ekins, P. (2011). Environmental sustainability: From environmental valuation to the sustainability gap. *Progress in Physical Geography*, 35(5), 629-651.
- Fish, R. D. (2011). Environmental decision making and an ecosystems approach: Some challenges from the perspective of social science. *Progress in Physical Geography*, 35(5), 671-680.
- García-Sánchez, I.M., Almeida, T.A.D., Camara, R.P.D. (2015). A proposal for a Composite Index of Environmental Performance (CIEP) for countries. *Ecological Indicators*, 48, 171-188.
- Hak, T., Kovanda, J., Winzettel, J. (2012). A method to assess the relevance of sustainability indicators: Application to the indicator set of the Czech Republic's Sustainable Development Strategy. *Ecological Indicators*, 17, 46-57.

- Hsu, A., Lloyd, A., Emerson, J.W. (2013). What progress have we made since Rio? Results from the 2012 Environmental Performance Index (EPI) and Pilot Trend EPI. *Environmental Science & Policy*, 33, 171-185.
- Hsu, A., Emerson, J., Levy, M., Sherbinin, A., Johnson, L., Malik, O., Schwartz, J., Jaiten, M. (2014). *The 2014 Environmental Performance Index*. New Haven, CT: Yale Center for Environmental Law & Policy.
- Chandrasekharan, I., Kumar, R.S., Raghunathan, S., Chandrasekaran, S. (2013). Construction of environmental performance index and ranking of states. *Current Science*, 104(4), 435-439.
- Jackson, T. (2009). *Prosperity without growth? Transition to a sustainable economy*. London: Sustainable Development Commission.
- Kasperska, E. (2015). Civitas Renaissance project Szczecinek in the context of sustainable development. *Rocznik Ochrona Srodowiska (Annual Set the Environment Protection)*, 17, 747-759.
- Klonowska-Matynia, M., & Sasin, M. (2015). EU Countries socio-economic development in the context of Europe 2020 strategy. *Rocznik Ochrona Srodowiska (Annual Set the Environment Protection)*, 17, 771-791.
- Makarewicz-Marcinkiewicz, A. (2015). The Holistic Concept of Sustainable Development in Strategies of Polish Voivodeships to the Year 2020. *Problemy Ekorozwoju – Problems of Sustainable Development*, 10(2), 103-113.
- Moldan, B., Janouskova, S., Hak, T. (2012). How to understand and measure environmental sustainability: Indicators and targets. *Ecological Indicators*, 17, 4-13.
- Mukherjee, S., Chakraborty, D. (2009). Environment, human development and economic growth: a contemporary analysis of Indian states. *International Journal of Global Environmental Issues*, 9(1-2), 20-49.
- O'brein, K. (2013). Global environmental change III: Closing the gap between knowledge and action. *Progress in Human Geograpy*, 37(4), 587-596.
- Olkiewicz, M., Bober, B., Majchrzak-Lepczyk, J. (2015). Management instruments in environmental protection. *Rocznik Ochrona Srodowiska (Annual Set the Environment Protection)*, 17, 710-725.
- Prescott, A.R. (2001). *The wellbeing of nations. A Country-by-Country Index of Quality of Life and the Environment*. Washington: Island Press.
- Rogge, N. (2012). Undesirable specialization in the construction of composite policy indicators: The Environmental Performance Index. *Ecological Indicators*, 23, 143-154.
- Urbanc, M., Klandik, D., Perko, D. (2014). Six Decades of Human Geography and Environmental Protection. *Acta geographica Slovenica. Acta Geographica Slovenica – Geografski Zbornik*, 54(2), 225-253.

- Volpe, J.P., Gee, J.L.M., Ethier, V.A., Beck, M., Wilson, A.J., Stoner, J.M.S. (2013). Global Aquaculture Performance Index (GAPI): The First Global Environmental Assessment of Marine Fish Farming. *Sustainability*, 5(9), 3976-3991.
- Zaremba-Warnke, S. (2013). Marketing as a tool in the accomplishment of strategic paths of the economics of sustainable development. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection)*, 15, 2850-2862.

Miara wskaźnika efektywności środowiskowej w Europie

Streszczenie

W artykule przedstawiono jak indeksy wskaźnika efektywności środowiskowej (EPI) są skonstruowane, poprzez zebranie i obliczenie w dziewięciu kategoriach odzwierciedlających dane środowiskowe na poziomie krajów. W badaniu tym wykorzystano najnowsze trendy i działania w celu rozważenia oceny wpływu wskaźników na konkurencyjność efektywności środowiskowej w Europie.

W badaniach wykorzystano wybrane metody wieloczynnikowej hierarchii obiektów i klasyfikacji. Przedstawiono również szeroki zakres najważniejszych i najczęściej używanych wskaźników oceny efektywności środowiskowej w oparciu o podstawową klasyfikację systemową potencjału środowiska.

Wysoka korelacja pomiędzy wskaźnikiem efektywności środowiskowej i wskaźnikiem rozwoju społecznego sugeruje, że analizowane kraje powinny poprawić stan zdrowia środowiskowego i witalności ekosystemów w celu poprawy długoterminowego zrównoważonego rozwoju. Innymi słowy, poprawa w części konkurencyjności danego kraju daje wzrost jego długoterminowej konkurencyjności środowiska.

Niniejszy artykuł to próba uszczegółowienia metodologii konstruowania EPI (wskaźnika efektywności środowiskowej) dla danego kraju oraz, w oparciu o wyniki EPI, oceny krajów i pokazania osiągnięć dotyczących najważniejszych wskaźników zrównoważonego środowiska i rozwoju.

Abstract

The paper demonstrates how indices of Environmental Performance Index (EPI) is constructed through the calculation and aggregation of nine categories reflecting national-level environmental data. This study uses the most recent performance and trend data in order to consider the evaluation of indicators affected on Environmental Performance competitiveness in Europe.

Selected methods of multivariable objects hierarchy and classification have been used in the study. A wide range of the most important and most often

used Environmental Performance assessment indicators based on a basic systemic classification of environmental potential will also be presented.

High correlation between Environmental Performance and Human Development Index suggested that the analyzed countries should improve environmental health and ecosystem vitality to improve the overall long-term sustainable development. In other words, improvement in the partial competitiveness of a country empowers growth in its long-term environmental competitiveness.

This article attempts to detail a methodology for constructing an EPI for the country and based on the EPI scores, rank the states and demonstrate commendable achievement regarding the most effective indicators of environmental sustainability and development.

Słowa kluczowe:

wskaźnik efektywności środowiskowej, zdrowie środowiskowe, żywotność ekosystemu, Europa, zrównoważony rozwój, jakość środowiska

Keywords:

Environmental Performance Index, environmental health, ecosystem vitality, Europe, sustainable development, environmental quality.



Zoning as a Condition of Sustainable Agriculture Northeastern Montenegro: A Case Study

Goran Rajović , Jelisavka Bulatović***

**Street Vojvode Stepe 252, Belgrade, Serbia*

***College of Textile Design, Technology and Management,
Belgrade, Serbia*

1. Introduction

Agriculture made great progress during the “Green Revolution” of the 1960s and 1970s. Companies and public sector organizations around the world continue to achieve breakthroughs in many areas that contribute to global food security. Nonetheless, yields in key crops still vary significantly between farming regions, and often remain far below their optimal potential. Crop losses pre- and post-harvest continue to prevent an estimated 40 percent of agricultural produce from actually reaching the marketplace (Liu 2014).

Traditionally, the public and private sector have attempted to provide solutions independently from each other, with the exception of certain sections in the long path from basic research to widespread commercial deployment where collaboration was unavoidable. It has been argued, for example, that the “Green Revolution” was a public sector initiative that partially crowded out private activities and thus resulted in a general neglect of tailor-made solutions for farmers (Liu et al. 2010).

Attempting to arrive at a more precise, operational definition of sustainable agriculture is extremely problematic, partly because there is such a range and number of parties involved in the debate. This is not surprising, as there would appear to be little point in advocating a non-sustainable agriculture, and so all relevant groups are gating it out in the

sustainable camp (Gang 2015, Geng et al. 2014). Even the chemical companies can claim that farmers should purchase their agrochemical products to improve their financial sustainability (Buttel 1993, Sima 2009). Therefore the debate over how to achieve sustainability is plagued by fundamental disputes and disagreements over which elements of production are acceptable and which are not.

To achieve sustainable development, we need to integrate the different dimensions of human activity on the basis of a moral reflection as to human responsibility for nature (Pawłowski 2006). Sustainable agriculture is an integral aspect of sustainable development because agriculture is the foundation of human civilization and thus is the foundation for all social and economic development. The sustainability of agriculture is currently a problem of sustainable development because today's modern agriculture, and the global food system that has been built upon it, is not sustainable. One of the fundamental problems of modern agriculture is its lack of moral reflection on human responsibility for nature or even for the future of humanity (Zhihe et al. 2013).

Montenegro is facing a great task and challenge that is reflected in the remodeling of its economic and social system. Accession to the European Union will be an important stimulus to accelerated economic development. Within this economic system of agriculture is of special importance. Therefore, Montenegro undertakes a range of different organizational, institutional and economic measures, in order to achieve strategic determinations. From this orientation, and there is a need of studying all aspects of the development of agriculture, in which agricultural geography has its place and importance.

The aim of this paper is to present zoning as a precondition for sustainable development of agriculture northeastern Montenegro. Rating natural conditions aims to extract homogenous territorial units with a degree of convenience or limitation of certain types of agricultural development. According to the criterion amenities of natural conditions for agricultural development in northeastern Montenegro, we have singled out three relatively homogeneous areas as follows: I AREA – tied for Beransku, Andrijevičku, Polimsku and Plavsko-Gusinjsku Valley and the low landscapes Central mountain relief up to 1100 m above sea level. Within the area, we have singled out three spatial unit's lower hierarchical rank as follows: sub-area alluvial plains of rivers, river terraces,

lake sediments Beranske, Andrijevičke and Polimske Valley, sub-area, which includes Plavsko-Gusinjska Valley and sub-area of high mountain landscapes low relief and low area of the middle-mountain relief up to 1100 m above sea level. Followed by II AREA – linked to belt from 1100-1700 m above sea level and III AREA that includes high mountain belt above 1700 m above sea level. "Agricultural zoning is of strategic importance for the competitive advantage and sustainable development of multifunctional agriculture. It is the rational use of resources, achieves sustainable development, organic agriculture and protecting the environment" (Babović 2010, Babović & Veselinović 2010). Thus, agricultural and rural policies must necessarily be included in global programs contributing to the growth of the local system as a whole (Buckwell & Sotte 1999). "Rural development policy must be multidisciplinary in concept, and multi-sectoral in application, with a clear territorial dimension" (Cvijanović et al. 2009).

2. Research Methodology

The farming activity based upon the application of the measures recommended for the good agro-environmental practices, named organic farming, has a visible impact upon sustainable rural development, which is noticed in the economic, social, ecological and historic-cultural plan, both at local and national level. The whole information volume in this article was obtained through specific methods for the selective research, respecting all its stages from the methodological point of view: identification of the researched issue, research framework delimitation, information collection, data processing, analysis and interpretation drawing up the conclusions. Research also played an important role in the article, which consisted, on one hand, in the identification of other studies and articles on the same subject, and in the processing of some statistic data, on the other hand. Hence, the information sources used can be classified into governmental sources (statistic, ministerial and from research institutes), and into non-governmental sources (independent publications). As the statistical data on organic farming and its impact upon the economy, environment and human society are very few, the research results are based on a series of mainly qualitative analyses, on the one hand, and on a series of logical rationales, on the other hand (Rajović 2009).

3. Analysis and Discussion

Organic agriculture is a holistic production management system which promotes and enhances agro-ecosystem health, including biodiversity, biological cycles and soil biological activity. It emphasizes the use of management practices in preference to the use of off-farm inputs, taking into account that regional conditions require locally adapted systems. This is accomplished by using, where possible, agronomic, biological and mechanical methods, as opposed to using synthetic materials, to fulfill any specific function within the system' (FAO/WHO Codex Alimentations Commission 2007). Capra (1997) & Francis (1999) provide a conceptual framework for the link between ecological communities and human communities. He calls for a people to be "ecoliterate" and states that being "ecoliterate" means understanding the principles of organization of ecological communities (i.e. ecosystems) and using those principles for creating sustainable human communities. Community-based agri-ecological systems seem to provide opportunities to reconnect people with people and people with food, opening up spaces for "ecoliteracy" to develop through shared and reflective learning.

Organic agriculture has the potential Kilcher (2005): (1) To improve soil fertility, biodiversity and sustainability of agricultural production, (2) To conserve natural resources, (3) To improve agronomic and economic performance; to make yields more stable, especially in risk-prone tropical ecosystems; to achieve better food quality and food security, (4) To provide access to attractive markets through certified products, (5) To create new partnerships within the whole value chain as well as to strengthen self-confidence and autonomy of the farmers.

Organic farming is the subject of extensive research. A wide range of studies (see Juma 2010, Mäder et al. 2002, Santucci 1997, DARCOF 2000, Tittonell 2014, Lancker & Nijkapm 2000). Have demonstrated the advantageous aspects of this system in terms of ecosystem functioning, soil fertility conservation and economic impact. NGOs and farmers' groups are increasingly adopting organic techniques as a method of improving productivity and food security in these systems. However, no systematic attempt has hitherto been made to track the extent to which these approaches are being employed, or their effectiveness compared to other approaches, in meeting economic, social and environmental objectives (Singh & Dhillon 2004).

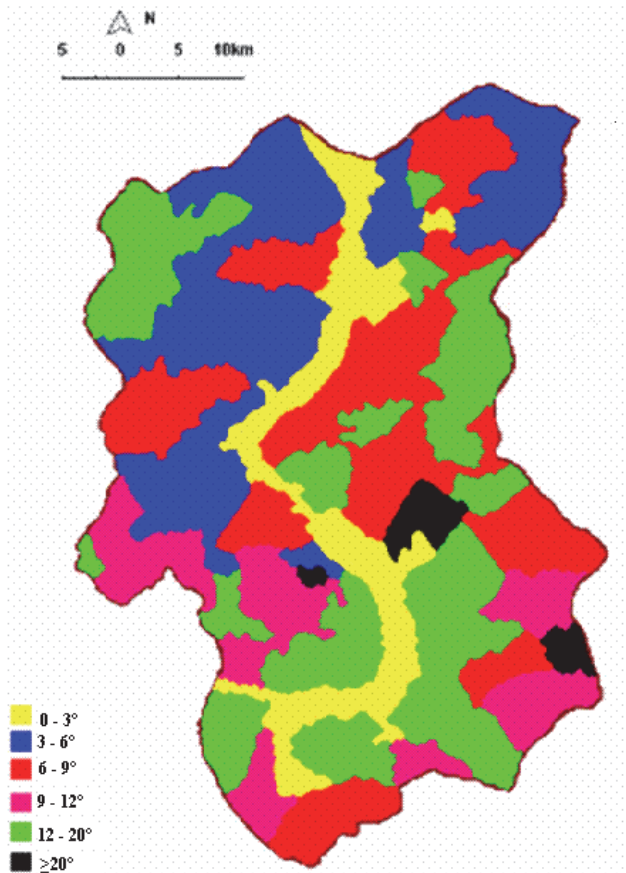


Fig. 1. The structure of slopes in northeastern Montenegro, on the example of the municipalities of Berane, Petnjica, Andrijevica, Plav and Gusinje (Rajović 2011)

Rys. 1. Struktura pochyłości stoków w północno-wschodniej Czarnogórze, na przykładzie gmin Berane, Petnjica, Andrijevica, Plav i Gusinje (Rajović 2011)

Based on the morph metric characteristics of the relief, agroclimatic and hydrological characteristics of the terrain (Morison at al. 2008, Moss 2008, Oerke at al. 1996), representation of genetic soil types (Koo-hafkan at al. 2012), it is possible in northeastern Montenegro, separated areas with different benefits for profitable agricultural production.

The complex nature of the interrelationships between agricultural production and the natural environment means that we far from know which methods and systems in deferent locations will lead to sustainabil-

ity (Stockdale 2002). This seems to be a crucial issue in the debate, and leads one to ask, how long should an agro system behave sustainably to be considered sustainable, and how should sustainability be assessed? It is extremely difficult to determine whether certain agricultural practices are sustainable or not. It is only in retrospect that sustainable techniques can be truly identified. The identification of technologies as sustainable today is questionable, since such identification is based on hypotheses regarding the sustainable management of natural resources, maintaining their productive capacity through time. This implies that a constant process of monitoring and reevaluation is required (El-Hage Scialabba & Hattam 2002). Let's show this on the case of northeastern Montenegro.

Combining favorable and limiting factors in the observed geospace, we can distinguish three relatively homogeneous areas for the development of agriculture.

1. I AREA – is related to Beransku, Andrijevičku, Polimsku and Plavsko-Gusinjsku Valley and the low landscapes Central mountain relief up to 1100 m above sea level. Within the area can be distinguished spatial units lower hierarchical rank:

a. Sub-area (A) alluvial plains of rivers, river terraces, lake sediments Beranske, Andrijevičke and Polimske valley has the most favorable conditions for intensive agricultural production. These are spaces with a slope side to 3° and unexposed exposures. Length of the vegetation period with $T_d \geq 10^\circ\text{C}$ over 150 days and the sum of active temperature T_d with $\geq 10^\circ\text{C}$ over 2100°C , which allows the cultivation of various vegetable crops. However, low values of relative humidity ranges in April (about 62%) increases the risk of spring frosts and dew and make these areas less favorable for fruit production. Adverse climatic characteristics are related to the small amount of rainfall during July and August. In summer (July-August) mean monthly relative humidity in the afternoon (14 h) was below 45%. Like this low value of saturation of air with water vapor, it adversely affects on agricultural crops. Summer low flow rate, inaccessibility coastline, distance from the river bed, and the pollution of rivers in summer, reducing the possibility of using river water for irrigation. For alluvial plain rivers they are related to fluvial lands that are the most important aspects of the production of possible cultivation of most agricultural crops. According to the natural advantages of the alluvial plain of rivers and river terraces are suitable for intensive

agriculture, particularly crop production. On river terraces as the dominant soil types of different production values appear smonitza, cultivating soils, pseudogley and amphigley.

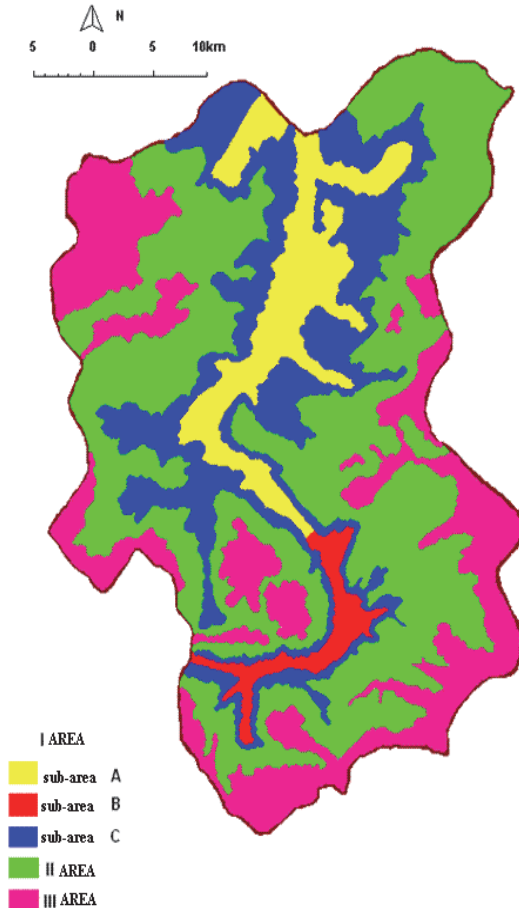


Fig. 2. Altitudinal zones of northeastern Montenegro on the example of the municipalities of Berane, Petnjica, Andrijevica, Plav and Gusinje (Rajović 2011)

Rys. 2. Strefy wysokościowe północno-wschodniej Czarnogóry na przykładzie gmin Berane, Petnjica, Andrijevica, Plav i Gusinje (Rajović 2011)

To overcome the restrictions in northeastern Montenegro sustainable agricultural development, it is suggested that the following actions should be taken: harmonization of different land-use patterns to meet

demands of economic development and agricultural production, enhancement of ecological and environmental protection when supplementary land is brought into cultivation, design of a suitable land reclamation policy, and increase in capital investment for land consolidation and recultivation of abandoned land.

b. Sub-area (B) which includes Plavsko-Gusinjska valley has similar agro-climatic characteristics as the previous sub-area. Characterized by a slope of 0-3°, unexposed and southern exposure, and altitude belt to 948 m above sea level. Dominant soil type is fluvisol, sporadically present distric Cambisols, eutrics cambisols, podzol, planohistol (Plav Lake). Different varieties of forest soil allow fruit production. These subareas belong to the class of so-called II very suitable land for agricultural production. Length of the vegetation period with $T_d \geq 10^\circ\text{C}$ over 140 days and the sum of active temperature T_d with $\geq 10^\circ\text{C}$ to about 1200°C, allowing cultivation vegetable crops. In summer (July and August) mean monthly relative air humidity in the afternoon (14 h) is below 46%, and this low value of saturation of air with water vapor, it adversely affects agricultural crops (Rajović & Bulatović 2012). Water use efficiency can be improved in two ways: modify pipe systems to reduce unnecessary loss in transportation. More investments in agricultural infrastructures are needed, technology and equipment for water saving need to be advanced. For example, current flood irrigation can be transformed by small border irrigation or long border irrigation; sprinkler irrigation technology and equipment; drip irrigation; and micro-sprinkler irrigation technology.

c. Sub-area (C) of high mountain landscapes low relief and low landscapes Central-mountain relief of up to 1100 m above sea level. This sub-area is characterized by mild forms of relief and side slopes of 6° to 9° (except for the part between Brzava and Lima 3°-6°), greater depth of soil cover (luvisols, smonitza, eutrics cambisol, distric Cambisols, sometimes represented rendzina), consists of a structured form relatively suitable for agricultural production. The land is suitable for the production of various agricultural cultures, and above 1000 m above the sea represents mainly forest land (beech- fir forests, oak forests and pine and Scots pine), pastures and meadows. Socket Balja, landscape Kralje in the valley of the crusts, Trešnjevik (relief forms and side slopes (3°-9°)) are favorable for the production of fruits and some vegetable crops. Repr-

sented are the following lands: distric Cambisols, eutrics cambisol, rankers, colluviums ... Konjuhe the village around Zlorečica in which the instills Kutski rivers and Perućica (slopes 3° - 6°), the land of good production potential (eugley, eutrias cambisol, rendzina, distric Cambisols...), suitable for growing various agricultural culture, plants such as alder, field ash, birch, and various types of forests (beech, oak, pine...). River valley Kutski River may be considered as favorable for the production of certain agricultural crops (barley, oats, and corn) and fruit from the mouth Zlorečica to Cecuni. Further to the source geomorphologic characteristics that make up the system on a particular area are not favorable for agricultural production, but there are mainly pastures, meadows and forests. Areas on the left side of Lima, starting from the expansion in Luga until Pepić (slope of 3° - 6°) with the soil (Eutric Cambisols, colluviums, smonitza, and amphigley) are suitable for the production of vegetable crops, cultivation of meadows and forests. Landscapes Jerinje head (slope 6° - 9°), with the dominant land rankers and rendzina allow rising of orchards, the development of grassland and forest (oak, maple, ash, spruce, beech). Areas on the right side of Lima, which include footer Rasojevića head, Javorišta, Grahova, Koradžinog hill, Prijedola and the part between the confluence Piščevske River do Gornje Ržanice (slope 6° - 9° , or 12°) with a dominant land distric and eutrics cambisols are favorable for agricultural production. Areas above Plavsko-Gusinje basin (1100 m) include on the left side Lima, Ljuče and Grnčara, foothill Vistora and Grebena; between Grnčara and Bistrice foothill Trojana; Bistričice and Dolje foothill Karaule; Vrulje and Đuričke River foothill Bora; Đuričke River and Komarače foothill Kofiljače; Komarače and Veličke River foothill Prševog karst to Čelave towers. Specified spatial entity characterized by slope mainly from 12° to 20° , with the dominant land: calkocambisol, podzol, brunipodzol, rankers, a sporadically occurring eutric and distric Cambisols. valley Skakavača and Bilečkog stream, Jaseničke River, the part where the Treskavička and Tamjanska River flow into the in Komaraču and part between Novšića and Veličke River, and a part with left and right side of River Vrulje; the slope predominantly 9° - 12° can be used for agricultural production, and all other parts are mainly forest land (forest of spruce, fir, pine, oak). The average air temperature in the sub-area during vegetation period is about 12°C , relative air humidity of about 68% and the length of the vegetation period with

$T_d \geq 10^\circ\text{C}$ 130 days and the sum of active temperature to 1800°C allow cultivation of certain vegetable crops. This sub-area has natural resources that can meet the requirements for the establishment of long-term organic farming. In these areas, large unemployment of the population, a large percentage of elderly households, migration to the cities and the exodus of young people in developed countries.

2. II AREA – related to the band of 1100-1700 m above sea level in places dissected by deeply-cleaved river valleys. This spatial entity characterized by severe forms of relief to the slope of 12° - 20° (valley Visitora, Grebena, Trojana, Karaule, Vezirov brade, Bora, Kofiljače...). The exceptions are areas with slope 3° - 9° or 12° (Vlahovi, Đuč, Turjak, Javorište, and Divjak). This area has thinned ecological cover, with the dominant land: rendzina, podzol, calkocambisol, calkomenasol, rankers, and in places the distric Cambisols which indicates that mainly under grassland and forest vegetation (forests of pine, spruce, beech, oak, fir). The relief unit is suitable for livestock development. Our research evidence based on similar studies Arsić et al (2010) points out that due to the depopulation trend has been a partial fading of agricultural activities in this area, so I did not realize the development of intensive production. In cattle production and sheep production predominant racial composition and traditionally keeping livestock on pastures and preserved the traditional production of indigenous species of dairy products (cheese and cream) on farms good for the development of organic livestock production. Also, the potential is the presence of large areas of meadows and pastures that are not used in this area due to the ongoing decades-long decline in the number of cattle. The II AREA precisely because of underdevelopment avoids the chemicals and pollution that accompanies development, and the natural communities and habitats preserved. Very pronounced resistance of indigenous breeds to their cultivation without major investments in health care and treatment, and in this way obtain special quality animal products for human consumption, which does not contain residues of various antibiotics and plant protection products. Length of the vegetation period with $T_d \geq 10^\circ\text{C}$ from 91 to 130 days, the sum of active temperature T_d with $\geq 10^\circ\text{C}$ from 1100°C to 2300°C , the mean air temperature during the growing period was 9.5°C - 12°C . Since for every crop fixed biological minimum, growing period was 9.5°C - 12°C . Since for every crop fixed biological minimum, in this area, near

the river valleys (for example Kutski river) or in the foothills Vlahova, Javorišta..., it is possible cultivate specific agricultural crops (wheat, barley, oats, peas, beans, rye), orchards and lawns (dominated Eutric Cambisols and rendzina). Our research evidence based on similar studies Milić & Petronić (2007) points out that due to the extensive agricultural production in the second area, i.e. low use of pesticides and fertilizers, land and water are uncontaminated. For the reasons stated the long-term investment planning resources necessary to pay special attention to this area thereby stimulate organic agricultural production. On the territory of the area's population are often engaged in the collection, a rarer and production of medicinal plants, which serve as an important source of income. Cultivation of medicinal plants has become topical in recent years ... The main limitation the rapid development of this sector ... is a relatively small number of vital rural households, and the lack of machinery for this type of production. The choice of crop depends on the accessibility conditions of the ground and the size of the farm household. For example, smaller households tend to have a higher proportion of cropped area under maize in different accessible areas. Only a minority of farmers uses fertilizers and, although there are signs of the development of a more intensive cropping pattern with increased multi-cropping during the year, the extent to which farming technology has altered is limited. As the possessors of agricultural land, households can obtain direct and indirect benefit. Land provides a potential employment opportunity for peasants who have less chance to work in urban settlement (Brandt & Huang 2004) but, more importantly, access to agricultural land can help peasants avoid an uncertainty of food supply and income providing the necessary food guarantee and insurance (Tao et al. 2005).

3. III AREA – comprises a high mountain belt above 1700 m above sea level (Prokletije, Bjelasica, Komove, Visitor, Cmiljevicu and Mokru Mountain). In this area have deteriorated relief are thermal and Pedology conditions. In the structure of the slope of the spatial units are dominant slope over 18°, and slope over 20°. The most represented soil is: calkomenasol, litisoli, rendzina and podzol, so this area of the forest vegetation and mountain pastures with blueberry and juniper. Length of the vegetation period with $T_d \geq 10^\circ\text{C}$ is less than 90 days, the sum of active temperature T_d with $\geq 10^\circ\text{C}$ about 1100°C and the mean daily temperature is less than 4.9°C, and the maximum snow height is greater

than 240 cm in the winter months. Which is to say that the area of suitable is for tourist valorization? Our research evidence based on similar studies Lancker & Nijkamp (2000) indicates the besides cultivation, land is used to keep livestock, which also supports cultivation of soil by providing fodder. Ground with low accessibility (high mountain areas) tends to have a higher proportion of grazing land for livestock than highly accessible land, which is used more for crop cultivation. Agro-forestry is also a source of income, but more and more forests are chopped because of a lack of fertile ground for crop cultivation and to provide fuel wood. This causes serious deforestation and increasing environmental pressure.

However, the development and application of sustainable agriculture in northeastern Montenegro are not without problems: the lack of sufficient research on sustainable agricultural theory and methods. Technological innovation, introduction and application of high technologies in sustainable agriculture are slow and do not support the expansion of eco-agriculture. A low level of industrialization in eco-agriculture. At present, sustainable agriculture northeastern Montenegro is solely a production system that focuses on agricultural production and neglects the relationship between production and the market. Furthermore, the characteristics agricultural production of northeastern Montenegro prevent the industrialization of sustainable agriculture. Inefficient measures for popularizing sustainable agriculture. Although economic, social, and ecological benefits have been obtained, effective technologies and modes of sustainable agriculture have not been effectively popularized more widely and benefits of sustainable agriculture to environmental protection are limited.

In order to solve these problems in northeastern Montenegro, how emphasizes Zhang (2000) the current land tenure rights system should be reformed. It is suggested that the following actions should be taken: identify distinct land property and access rights, and define reasonable rights and responsibilities of possessors (collectively) and managers (peasants), strengthen land use supervision on cultivated land by collective and government action, improve transfer mechanisms for land use rights, and form multiform distributions of land use rights that accord with the rules of the market economy, establish market distribution mechanisms for farmland, and accelerate the introduction of price mechanisms that are suitable for a land market, establish and improve the tax system of com-

pensation for land use and reclamation for new construction land, and enhance the effects of economic measures, such as land price and land tax, on land use adjustment and control, and establish economic compensation mechanisms for cultivated land protection, and adjust benefit participation mechanisms to solve problems of externalities and unmatched cost profit in cultivated land protection.

Table 1. Classes of general amenities morphometric characteristics terrain of agricultural northeastern Montenegro, in the case of municipalities Berane, Petnjica, Andrijevica, Plav and Gusinje

Tabela 1. Klasy ogólnych udogodnień cech morfometrycznych terenów rolnych w północno-wschodniej części Czarnogóry, w gminach Berane, Petnjica, Andrijevica, Plav i Gusinje

Classes	I class P-1	II class P-2	III class P-3	IV class P-4	V class P-5	Without class N
Color coding						
Morphometric amenities	A very favorable terrain	A very suitable terrain	Moderately suitable terrain	Slightly suitable terrain	Not suitable terrain	Terrain for winter tourism

Source: calculations by the authors

Assessment benefits morphometric characteristics of the terrain northeast of Montenegro, is based on research Husnjak et al (2008) whereby the in this text tabular units terrain the classified as ranks and classes. Namely rows are determined suitability (P) or unsuitability (n) lands, and the columns are determined the degree of class amenities, whereby the P-1 (I class), P-2 (II class), P-3 (III class), P-4 (IV class), P-5 (V class), N grounds for winter tourism. Table 1 shows the results evaluation the suitability of mapping units.

Very favorable and very suitable terrains for sustainable agriculture (P-1 and P-2 class benefits) include the only one land in which there are no limits to sustainable agriculture, or the limitations are very low intensity. Limitations of these lands arise in the form of less severe skeletal structure and lack of nutrients. Very favorable terrains (P-1) for sustainable agriculture includes alluvial plains of rivers, river terraces, lake sediments Beranske, Andrijevičke and Polimske valley has the most favorable conditions for intensive agricultural production. Very suitable are terrains (P-2) which includes Plavsko-Gusinjska valley.

Moderately suitable terrains for sustainable agriculture (P-3 class benefits) include the lands in which such restrictions appear slightly shallower depth, mild skeletal structure, lack of nutrients and in some places ramparts. In specified class benefits belongs terrain of high mountain landscapes low relief and low landscapes central-mountain relief of up to 1100 m above sea level.

Slightly suitable terrains for sustainable agriculture (P – class 4 benefits) include land with significant and serious limitations. As the main constraints appear shallower depths, discontinuous soil composition, pronounced skeletal structure and lack of nutrients. This will include terrains that characterize severe forms of relief with a slope of 12°-20°. This relief unit is suitable for development livestock. These terrains are suitable for slightly meadow-pasture production and the production of fodder plants, with the application of terracing is possible production of fruits.

Unfavorable terrains for sustainable agriculture (P-5) include terrain with permanent limitations that prevent their use in agriculture. As the dominant constraints occur are shortage of land, discontinuous soil cover, very shallow depth, expressed slope, large skeletal structure, soil erosion and high ramparts. The specified class facilities are grouped terrains that include slopes above 20°. In places are these spaces conditionally favorable for meadow-pasture production.

Without class (N) are terrains for winter tourism. In specified class benefits are grouped terrains that include altitude belt above 1700 meters above sea level.

The proposed procedure is confirmed by that it is possible and necessary to plan through the development of sustainable agriculture in northeastern Montenegro, the case of municipalities Berane, Petnjica, Andrijevica, Plav and Gusinje with the application of environmental cri-

teria. Zoning as a condition of sustainable agriculture represents the realization of the basic requirement of "healthy" of solving problems of significance to the application of the principles of sustainable development in the decision making process. Analyzed I AREA (Sub-area A, Sub-area B and Sub-area C), II AREA and III AREA was carried out selection of the most appropriate varieties – compromise model benefits that provides sufficient natural resources for the development of sustainable agriculture in northeastern Montenegro, with minimal impact on the quality of the natural environment. Based on the overall analysis are the proposed guidelines for the further development of sustainable agriculture in northeastern Montenegro.

4. Instead of conclusion

Our research evidence based on similar studies Cvijanović et al. (2009), Kesavan & Swaminathan (2008), Tittonell (2014), Du & Huang (2010), Santucci (1997), Tewari (2013), Gang (2015) points out that the problems of agriculture in Montenegro, can be grouped into:

1. Problems in the organization of agricultural production: (a) extensive, low productive, unprofitable and illiquid production; (b) fragmented production, with the absence of organized market performance of agricultural the manufacturer, through the associations, cooperatives, clusters; (c) the inability of favorable loan debt for larger and longer-term capital investments; (d) high market risk, primarily due to the disunity of primary agricultural producers, undeveloped competition policy and oscillating demand,
2. The lack of good governance within the following areas: (a) the construction of infrastructure and institutions; (b) building up an efficient market inputs and agricultural markets (those markets characterized by a large influx of "gray" economy, "disrupted" proprietary and contractual relationships of primary production, processing and trade); (c) agricultural policy measures, which do not bring the desired effects for primary agricultural producers, especially for agricultural enterprises and cooperatives; (d) the delay in the adoption of the necessary legislation and the establishment of national bodies,
3. It should thus be evident that realization of sustainable agriculture requires several facets of modern science blended with traditional

wisdom, participation of farmers, scientists, planners, policy makers, etc., as well as market and trade linkages that are not only free but also fair. Sustainable agriculture holds out hope for humankind and the planet Earth which are at a crossroads; it can succeed only if all the developed and developing nations stand together for common good. Sustainable agriculture and development is for 'our common future,

4. Tiftonell (2014) define organic farming as "a viable, environmentally and socially sustainable method of agricultural production" using no synthetic chemical fertilizers or pesticides. Reliance on external inputs is extremely reduced while maximum use is made of farm-derived resources and natural products and processes are employed for plant nutrition and pest control. The same principles are applied to livestock breeding and of rearing practices where animal welfare is safeguarded. Moreover, organic farming provides consumers with quality products (Du & Huang 2010; Stolze et al. 2010) that are healthy, have natural flavors and fragrances, and contain no harmful residues while contributing to maintain and enhance soil fertility and biodiversity.

Modern agriculture at the beginning of the twenty-first century is characterized by a number of uncertainties regarding the direction of future development. At the end of the second and beginning of the third millennium there are new views and new philosophy for the future development of agriculture. According to Bellows & Hamm (2001), Singh & Dhillon (2004) agricultural area is not uneventful. In it ruled by various production and socio-economic conditions that, individually or collectively, influence to on various narrow areas develop different agricultural "structure" with various production and economic characteristics and social meaning. It is, after all, the practice of the European Union. Countries joining the EU are obliged to have a policy of regionalization. Therefore, Liu et al. (2010) and Grigg (2003) emphasize that it is necessary total agricultural area divided into smaller areas (agricultural area), it is pointed out that Pacoima (2014) in these smaller "homogeneous" areas can be seen all significance and developmental problems of agriculture.

Organic agriculture is not only a specific agricultural production system, it is also a systemic and encompassing approach to sustainable livelihoods in general, where due account is given to relevant factors of influence for sustainable development and vulnerability, be this on phys-

ical, economic, or socio-cultural levels (Eyhorn 2007). OA has a long tradition as a farming system and it has been adapted for many climate zones and local conditions; as a result, much and detailed situation-specific information on Organic agriculture is available. Furthermore, OA has a recognized potential as a development strategy for rural communities (see DARCOF 2000, El-Hage Scialabba & Hattam 2002, Eyhorn et al. 2003, Halberg et al. 2006, Muler 2009, Purushothaman et al. 2013, Such 2015).

However, Zhihu et al (2013) referring to the research James (2006) & Ikerd (2007) emphasize that the modern economic theory, usually attributed to Adam Smith emphasizes self-interest. According to which, as Harvey James put it, it is self-interest that ultimately drives economic activity. Such a theory not only encourages competition, but also, in John Ikerd's words, allows a reasonable level of profits to be attained. It doubtless can stimulate farmers' enthusiasm for organic farming by paying attention to their self-interest profit seeking. In doing so, the objective of sustainable agriculture might be more effectively achieved.

The level of development of individual regions in Montenegro stems from its geographical position in a number of cases, the cause of functional isolation in relation to economic centers and development axis, which often results in slow development processes (Ni Laoire 2000, Youngberg & Harwood 1989, Lampič et al 2007, Whitby & Adger 1996, Gennaioli et al 2011, Michalopoulos & Papaioannou 2013). Barbour & Teitz (2001), Amdam (2004), Wezel et al (2014), Lee (2007), Mayere et al (2008), Balaguer-Coll et al (2010), Liu (2014) say about the role of the state and the region in the processes of regional planning as well as key stakeholders who develop the concepts of regional development and thereby establish a framework for the development actors at the local level.

To achieve the objectives of the "Strategy for the Development of Agriculture" northeastern Montenegro should be: functional guidance use in certain areas, technological training of agricultural holdings for modern production, suppression of the unstable and stable establishment of sustainable modes of production, increasing competitiveness of agricultural products, linking agriculture with other branches primarily in tourism, revival of the village, increase employment of rural population in the processing of service activity, enabling goods or commercial farmers, the establishment of efficient organization of agriculture, harmonization

and synchronization of Agriculture in accordance with the principles of the European Union. Set tasks in the "Strategy for the Development of Agriculture" will be achieved only if the grounds that the more numerous and stronger commodity-commercial agricultural holding accomplish projects with quick and distinctive economic effects. The strategy indicates the possibility of increasing production and expanding markets in the coming short-term and long-term future to the municipality in the northeastern part of Montenegro: Berane, Petnjica, Andrijevica, Plav and Gusinje have significant agricultural and other natural resources, which are now used in unacceptably low scale.

The question is what we want as a state when a further development of agriculture and rural development is concerned (the issue of the internal prioritization located in the area of the political decision-making). The Montenegrin agriculture priorities regarding the defined strategic development sectors should focus on: the growth of measures which finance direct income and production support, a more intensive investments to increase the competitiveness, rural development and the IPA infrastructure, the establishment and accreditation of the Agency for Agricultural Payments, the introduction of new food safety standards, agricultural registers and data bases, the Farm Accounting Data Network (FADN), the LFA Regulation implementation, new employments... (Đurović & Bulatović 2014).

Certainly, the current level of funding of the Montenegrin agriculture is not even remotely sufficient to respond to the current and future development and the EU accession negotiations challenges. A new, stable and consistent concept of agricultural policy and an adjusted budgetary support is one of the prerequisites for the necessary changes. The practice shows that the forthcoming preparatory period has to be used for strengthening the agriculture so that after the accession, it might be able to be competitive in the much larger EU market (Đurović & Bulatović 2014).

The analysis proposed is intended to be indicative rather than exhaustive. It is advanced as a starting point, which will, hopefully, inspire new illuminating research work. A next interesting step could be the identification of appropriate network descriptors. The use of relevant indicators would increase our understanding of organic farming's contribution to sustainable rural development. It would also enable decision-makers and development workers to plan and implement new initiatives

in order to optimize synergies existing between organic farming's potentials and rural communities and territories' needs (Pugliese 2001).

References

- Amdam, R. (2004), Spatial country planning as a regional legitimating process. *European Journal of Spatial Development*, 11(1), 1-22.
- Arsić, S., Kljajić, N., Savić, M. (2010), Possibility for development organic livestock breeding in area of Golija Mountains. <http://www.agroekonomija.rs> (Retrieved August 18, 2015).
- Babović, J. (2010). *Management of natural resources for sustainable development*. Novi Sad: Faculty of Economics and Management.
- Babović, J., & Veselinović, B. (2010). Agricultural policy EU and zoning of agricultural production in Serbia. *Proceedings (Faculty of Economics and Management)*, 3(5), 7-24.
- Balaguer-Coll, M. T., Prior, D., Tortosa-Ausina, E. (2010). Decentralization and efficiency of local government. *The Annals of Regional Science*, 45, 571-601.
- Barbour, E., & Teitz, B. M. (2001). *A Framework for Collaborative Regional Decision-Making*. California: Public Policy Institute of California.
- Bellows, A.C., & Hamm, W.M. (2001). Local autonomy and sustainable development: Testing import substitution in more localized food systems. *Agriculture and Human Values*, 18(3), 271-284.
- Brandt, L, Li G., & Huang, J.K. (2004). Land tenure and transfer rights in China: an assessment of the issues. *China Econ. Quarterly*, 3, 951-981.
- Buckwell, A., & Sotte, F. (1997). *Coltivare l'Europa, Per una nuova politica agricola e rurale comune*. Roma: Liocorno Editori.
- Buttel, F. H. (1993). The sociology of agricultural sustainability: some observations on the future of sustainable agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 46, 175-186.
- Capra, F. (1997). *The Web of Life: A New Synthesis of Mind and Matter*. London: Flamingo.
- Cvijanović, D., Paraušić, V., Đurić, I. (2009). Options marketing of agricultural products Kolubara district to Market Istrian County. *Tranzicija*, 11(23-24), 77-82.
- DARCOF (Danish Research Center for Organic Farming) (2000). *Principles of Organic Farming. Discussion document prepared for the DARCOF Users Committee*. Denmark: Tjele.

- Du, H., & Huang, S. (2010). Comprehensive assessment and zoning of vulnerability to agricultural drought in Tijanjin. *Journal of Natural Disasters*, 19(5), 138-145.
- Đurović, G., & Bulatović, B. (2014). Proposal for the EU CAP compliant agricultural budgeting model in Montenegro. *Agric. Econ. – Czech*, 60(10), 479-487.
- El-Hage Scialabba, N., & Hattam, C. (2002). *Organic Agriculture, Environment, and Food Security*, Environment and Natural Resources Service. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO): Sustainable Development Department.
- Eyhorn, F., (2007). *Organic Farming for Sustainable Livelihoods in Developing Countries: The Case of Cotton in India*. PhD diss. University of Bonn: Department of Philosophy and Science.
- Eyhorn, F., M. Heeb, Weidmann, G. (2003). *IFOAM Training Manual for Organic Agriculture in the Tropics*. Bonn, Germany: International Federation of Organic Agriculture Movements (IFOAM).
- FAO/WHO Codex Alimentarius Commission (2007). FAO/WHO Food Standards. <http://www.codexalimentarius.net> (Retrieved August 18, 2015).
- Gang, C. (2015). Mortuary Ritual Practices and Socio-cultural Changes in Rural China. *Anthropologist*, 19 (1), 1-15.
- Geng, Q., Wu, P., Zhao, K., Wang, Y. (2014). A framework of indicator system for zoning of agricultural water and land resources utilization: A case study of Bayan Nur, Inner Mongolia. *Ecological Indicators*, 40, 43-50.
- Gennaioli, N., Porta, R. L., Lopez-de-Silanes, F., Shleifer, A. (2011). Human capital and regional development. *National Bureau of Economic Research*, 17158, 24-29.
- Grigg, D. (2003). *An introduction to agricultural geography*. Routledge.
- Halberg, N., Alroe, H. F., Knudsen, M.T., Kristensen, E.S. (2006). *Global Development of Organic Agriculture: Challenges and Prospects*. Wallingford: CABI Publishing.
- Husnjak, S., Koščak Miočić-Stošić, V., Zuber, M. (2008). The role of pedological characteristic within the landscape planning procedure for agricultural development of natural protected areas – nature reserve Telašćica example. *Agronomski glasnik*, 70(4), 335-354.
- Ikerd, J.E. (2007). *A Return to Common Sense*. Philadelphia: R.T. Edwards, Inc.
- James, Jr, H. S. (2006). Sustainable agriculture and free market economics: Finding common ground in Adam Smith. *Agriculture and Human Values*, 23(4), 427-438.
- Juma, C. (2010). *The New Harvest, Agricultural Innovation in Africa*. Oxford: Oxford University Press.

- Kesavan, P. C., & Swaminathan, S. M. (2008). Strategies and models for agricultural sustainability in developing Asian countries. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1492), 877-891.
- Kilcher, L. (2005). Biolandbau als Chance für eine nachhaltige Entwicklung. *Ökologie & Landbau*, 135, 14-17.
- Lampiĉ, B., & Potoĉnik Slaviĉ, I. (2007). Demographic vitality and human resources as important factors for rural areas development. *Bulletin of the Serbian Geographical Society*, 87(2), 103-114.
- Lancker, E., & Nijkapm, P. (2000). A policy scenario analysis of sustainable agricultural development options: a case study for Nepal. *Impact Assessment and Project Appraisal, IATA*, 18, 11-124.
- Lee, B. S., Chun, S. E., Kim, Y. S. (2007). The effects of regional characteristics on population growth in Korean cities, counties and wards. *Journal of Asian Economics*, 18(3), 490-508.
- Liu, H. (2014). Cha Xu Ge Ju as Social Capital for the Growth of Agricultural Enterprises: A Case Study of Wen's Group. *Anthropologist*, 18(1), 93-102.
- Liu, Y., Liu, J.S., Wang, J.Y. (2010). Zoning and evaluation of rural residential land consolidation: a case of Hebei province. *Geographical Research*, 1, 0-15.
- Mäder, P., Fließbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., Niggli, U. (2002). Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science*, 296, 1694-1697.
- Mayere, S., Heywood, P. R., Margerum, R. (2008). Governance and effectiveness in regional planning: an analysis of North American. *European, and Australasian practice*, 9-13.
- Michalopoulos, S., & Papaioannou, E. (2013). Pre-Colonial Ethnic Institutions and Contemporary African Development. *Econometrica*, 81(1), 113-152.
- Milić, V., & Petronić, S. (2007). Ekonomski znaĉaj ljekovitog bilja za stanovništvo planinskih predjela Republike Srpske. *Tematski zbornik*, 14(1-2), 106-111.
- Morison, J. I. L., Baker, N. R., Mullineaux, P. M, Davies, W. J. (2008). Improving water use in crop production. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 36, 639-658.
- Moss, B. (2008). Water pollution by agriculture. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 363, 659-666.
- Müller, A. (2009). *Benefits of organic agriculture as a climate change adaptation and mitigation strategy in developing countries*. Environment for Development, Discussion Paper Series.
- Ni Laoire, C. (2000). Conceptualizing Irish rural youth migration: a biographical approach. *International Journal of Population Geography*, 6, 229-243.
- Oerke, E. C., Dehne, H. W., Schönbeck, F., Weber, A. (1996). Crop production and crop protection—Estimated losses in major food and cash crops. *Agricultural Systems*, 51, 493-495.

- Pacoima, M. (2014). *Progress in Agricultural Geography*. Routledge Revivals.
- Pawlowski, A. (2006). Wielowymiarowość rozwoju zrównoważonego. *Problemy Ekorozwoju/Problems of Sustainable Development*, 1(1), 23-32.
- Pugliese, P. (2001). Organic farming and sustainable rural development: A multifaceted and promising convergence. *Sociologia Ruralis*, 41(1), 112-130.
- Purushothaman, S., Patil, S., Francis, I., König, H. J., Reidsma, P., Hegde, S. (2013). Participatory impact assessment of agricultural practices using the land use functions framework: case study from India. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem*, 9(1), 2-12.
- Rajović, G. (2009). Agroclimatic terms and production project plan for organic agriculture Northeast Montenegro. *Ekonomika*, 55(1-2), 103-114.
- Rajović, G. (2011). Assessment of land use and characteristics of relief valorization morphometric agriculture northeast Montenegro. *Annals of the University of Oradea – geography series*, 1, 105-117.
- Rajović, G., & Bulatović, J. (2012). Climate as the Value of Agricultural of the Example Northeastern Montenegro. *American-Eurasian Journal of Agricultural & Environmental Sciences*, 12(12), 1558-1571.
- Santucci, F. M. (1997). *La qualità dei prodotti agricoli biologici*, 47-52 in M. Chiorri and F.M. Santucci a cura di (1997) *Analisi strutturale e risultati economici di aziende biologiche umbre nel 1996*. Istituto di Economia e Politica Agraria dell'Università degli Studi di Perugia. Perugia: Arte Stampa.
- Sima, E. (2009). Impact of organic farming promotion upon the sustainable rural development. *Agricultural Economics and Rural Development. New Series*, VI(2), 217-233.
- Singh, J., & Dhillon, S. (2004). *Agricultural geography*. New Delhi: Tata McGraw-Hill.
- Stockdale, A. (2002). Towards a typology of out-migration from peripheral areas: a Scottish Case Study. *International Journal of Population Geography*, 8, 345-364.
- Stolze, M., Piorr, A., Häring, A., Dabbert, S. (2000). *The environmental impacts of organic farming in Europe*. Organic farming in Europe: Economics and Policy. Germany: University of Hohenheim.
- Such, J. (2015). Community-based Organic Agriculture in the Phillipines. *Outlook on Agriculture*, 44(4), 291-296(6).
- Tao, S., Xu, F.L., Wang, X.J., Liu, W.X., Gong, Z.M., Fang, J.Y., Luo, Y.M. (2005). Organochlorine pesticides in agricultural soil and vegetables from Tianjin, China. *Environmental science & technology*, 39(8), 2494-2499.
- Tewari, D. D. (2013). Will Chinese Investment Create Economic Development in Africa? Some Perspectives and Reflections. *Anthropologist*, 19(1), 43-51.

- Tittonell, P. (2014). Ecological intensification of agriculture- sustainable by nature. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 8, 53-61.
- Wezel, A., Casagrande, M., Celette, F., Vian, J. F., Ferrer, A., Peigne, J. (2014). Agroecological practices for sustainable agriculture. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34(1), 1-20.
- Whitby, M., & Adger, N. W. (1996). Natural and reproductive capital and the sustainability of land use in the UK. *Journal of Agricultural Economics*, 47(1), 50-56.
- Youngberg, G. & Harwood, R. (1989). Sustainable farming systems: needs and opportunities. *American Journal of Alternative Agriculture*, 4(3), 100.
- Zhang T.W. (2000). Land market forces and government's role in sprawl. *Cities*, 17(2), 123-135.
- Zhihe, W., Mejiun, F., Ikerd, J. (2013). Beyond The Dilemma Facing China's Agriculture - Toward a Chinese Constructive Postmodern Agriculture. *Problemy Ekorozwoju/Problems of Sustainable Development*, 8(1), 43-56.

Strefowanie jako warunek zrównoważonego rolnictwa w północno-wschodniej Czarnogórze: studium przypadku

Streszczenie

Zrównoważony rozwój rolnictwa różni się w zależności od miejsca, czasu, wartości i dostępnych zasobów. Proces rozwoju gmin wiejskich, z punktu widzenia zrównoważonego rozwoju, po pierwsze oznacza świadomość potrzeby planowania rozwoju, właściwej oceny mocnych i słabych stron gmin wiejskich, istniejących lub potencjalnych szans i zagrożeń, które określą priorytetowe działania krótko- i długoterminowe. W pracy autorzy wydzielili strefę w północno-wschodniej Czarnogórze na podstawie korzyści dla rozwoju zrównoważonego rolnictwa wynikających z warunków naturalnych. Podobnie jak wiele razy w historii, również obecnie, studiowanie przestrzeni to szukanie nowego paradygmatu rozwoju gospodarczego, a przy tym nie wolno zapominać ani marginalizować rolnictwa. Strategia Rozwoju Rolnictwa wskazuje na możliwość zwiększenia produkcji i rozszerzenia rynków, gdyż ta część północno-wschodniej Czarnogóry posiada znaczne zasoby rolne, które obecnie są wykorzystane na niedopuszczalnie niskim poziomie.

Abstract

Sustainable development of agriculture differs according to space, time, values and available resources. The development process of the rural communities from the sustainability perspective first implies the awareness of the development planning need, of the correct assessment of strengths and weaknesses of

the rural communities, of existing or potential opportunities and risks, which will determine the priority actions on short and long term. In this paper authors singled out area in northeastern Montenegro on the basis of benefits of natural conditions for sustainable agricultural development. As well as so many times before in history, and in these times, studied the space is looking for a new paradigm of economic development, and should not be forgotten, nor marginalize agriculture. Agricultural Development Strategy points to possibility of increasing production and expanding markets since this part of northeastern Montenegro have significant agricultural resources, which are now used in unacceptable the low extent.

Słowa kluczowe:

północno-wschodnia Czarnogóra, zrównoważone rolnictwo, powierzchnia terenu, warunki naturalne

Keywords:

northeastern Montenegro, sustainable agriculture, area, natural conditions



Production and Properties of Apple Pomace Pellets and their Suitability for Energy Generation Purposes

Janusz Wojdalski^{}, Józef Grochowicz^{**}, Adam Ekielski^{*},
Kamila Radecka^{*}, Sylwester Stępnia^{*}, Arkadiusz Orłowski^{*},
Iwona Florczak^{*}, Bogdan Drożdż^{*},
Tomasz Żelaziński^{*}, Grzegorz Kosmala^{*}
^{*}Warsaw University of Life Sciences
^{**}Warsaw School of Tourism and Hospitality Management*

1. Introduction

The food processing industry, including fruit and vegetable processing sectors, produce significant quantities of environmental pollutants, including liquid pollutants such as wastewater, as well as biodegradable waste (Rejak & Mościcki 2006). Food processing is a complex process because raw materials, which are supplied on a seasonal basis, spoil easily and may be a source of microbiological contamination during production (Ajila et al. 2012, Kumider 2006, Nadulski & Grochowicz 2001, Royer 2006) Food processing waste poses a significant problem for both, the producers and the environment (Bernstad & Jansen 2012, Borycka 2009, Darlington et al. 2009, Fronc & Zawirska 1994, Gassara et al. 2011, Grochowicz 1993, Gullón et al. 2007, Heras-Ramírez et al. 2009, Jakubowski 2009). In 2005-2011, annual apple production in Poland ranged from 1,877,000 to 2,626,000 tons (Statistical Yearbook of Agriculture 2011).

Pomace is the main waste component during the production of apple juice. Owing to its unique sensory attributes, apple pomace is used in the production of feed and pectin. Pomace is a good binder, and it is also processed by extrusion. The properties of pomace, its management

options and the suitability for the production of environmentally-friendly composite materials are investigated by research centers around the world (Dhillon et al. 2011, Dhillon et al. 2012, Duda-Chodak et al. 2011, Joshi & Sandhu 1996, Kavargiris et al. 2009, Kumar et al. 2010, Kumider & Zielnica 2006, Limousy et al. 2012, Mahawar et al. 2012, Nawirska & Kwaśniewska 2004, Rhee & Park 2010, Shalini & Gupta 2010, Suárez et al. 2010, Sudha et al. 2007, Wang et al. 2007). The use of apple pomace in animal feed production was discussed by Grochowicz & Kusińska (1983), Soska (1988) and Joshi & Sandhu (1996). Apple pomace can be managed by pressing and this method is referred to as pressure agglomeration. This technique has been thoroughly investigated by Skonecki (2004) and Heim (2005). Pressed pomace is used in industrial processing and power generation. This is one of the easiest pomace management methods, in particular in regions where large amounts of waste cannot be quickly processed or where transport is not an option due to considerable distance. No detailed studies addressing the above applications were found in literature. General information about pressure agglomeration of plant materials as well as analyses of compressed materials can be found in the papers by Grochowicz et al. (2004), Hejft (2002), Kulig & Lasowski (2006) and Zawiślak (2006).

2. Aim of the study

The aim of this study was to determine the energy consumption of the pressure agglomeration process of dry apple pomace, and selected physicochemical properties of compressed material. These findings were used to evaluate the suitability of processed apple pomace for energy generation purposes. The analyzed material was ground to increase the accuracy of analytical results.

The study involved:

- determination of the size distribution of apple pomace fractions,
- pressure agglomeration, determination of compaction energy and expansion of samples directly after pressing and after 24 hours.

The heat of combustion of the analyzed apple pomace was determined and compared with other fruit and vegetable processing waste.

The results of this study expand the knowledge base accumulated in the work of Shah & Masoodi (1994) and Shalini & Gupta (2010).

3. Materials and methods

The experimental material was supplied by a fruit and vegetable processing plant in the Mazowsze Voivodship (Poland). Apple pomace was produced in between 20 and 30 September 2010, at the peak of the season of apple juice and concentrate production. The pomace had a moisture content of 82%. The material was then dried in a laboratory drier at 100°C in order to obtain a final moisture content of 8 %. Ground and unground pomace was analyzed at three stages. Stage I involved a size distribution analysis. Every test was carried out with the use of ten sieves with the following mesh opening sizes:

- for unground apple pomace: 2.00, 1.50, 1.20, 1.00, 0.75, 0.60, 0.49, 0.43, 0.30, 0.02 mm,
- for ground apple pomace: 2.00, 1.50, 1.00, 0.75, 0.49, 0.30, 0.25, 0.10, 0.06, 0.02 mm.

Representative samples of 100 g (± 0.05 g) each were weighed and poured into the top sieve of a shaking screen. The samples were sieved for three minutes at 300 rpm. Relative air humidity was 35% and temperature was 20°C. The resulting pomace fractions were weighed. The results are presented in Figures 2 and 3.

At stage II, the samples were subjected to pressure agglomeration in the INSTRON 8802 universal testing machine. Every sample had the weight of $Z=0.150$ g (± 5 mg). The material was poured into an 8 mm cylinder of the pressing unit (Fig. 1). The samples were subjected to compaction load of: 199 MPa, 398 MPa, 597 MPa, 796 MPa and 995 MPa. The desired pressure was produced by modifying the load applied to the piston of the hydraulic press in the INSTRON 8802 machine. The load applied to the press piston was 10 kN, 20 kN, 30 kN, 40 kN and 50 kN, respectively.

The compaction energy of samples was determined with the use of a BLUEHILL-2 application for controlling the INSTRON 8802 machine. The theoretical aspects of energy consumption in the pressing process were discussed by Czaban & Kamiński (2003). The samples were

removed from the press, and their height (thickness) was measured without determinations of their moisture content. The same parameter was measured again after 24 hours, and percentage changes between both measurements were calculated. To guarantee repeatable results, measurements were performed by one person with the use of identical equipment, and samples were stored in an exsiccator at 20°C.

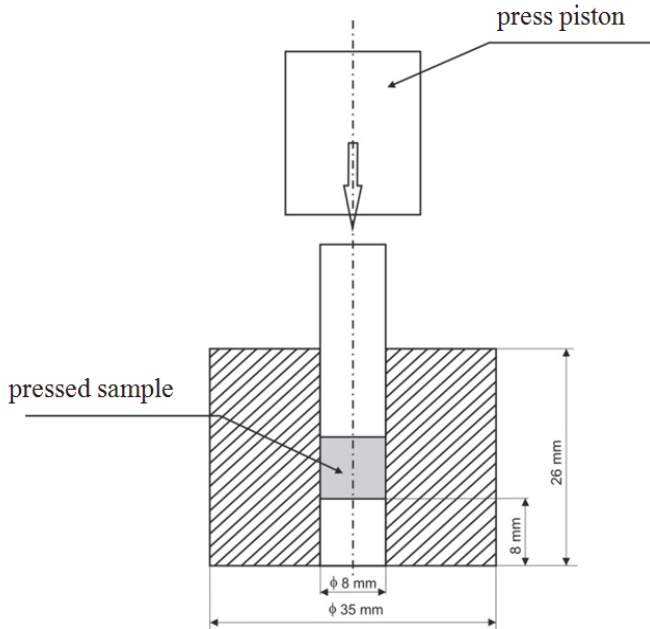


Fig. 1. Diagram of the pressing unit

Rys. 1. Schemat komory zagęszczenia

The compaction energy of samples was determined with the use of a BLUEHILL-2 application for controlling the INSTRON 8802 machine. The theoretical aspects of energy consumption in the pressing process were discussed by Czaban & Kamiński (2003). The samples were removed from the press, and their height (thickness) was measured without determinations of their moisture content. The same parameter was measured again after 24 hours, and percentage changes between both measurements were calculated. To guarantee repeatable results, measurements were performed by one person with the use of identical equipment, and samples were stored in an exsiccator at 20°C.

Due to insignificant differences in measurement results, every test was performed in three to five replications.

Energy consumption of the compaction process was determined with the use of a coefficient of compaction energy per unit of material (W). The above coefficient was calculated using formula (1):

$$W = \frac{A}{Z} \quad (1)$$

At stage III of the experiment, the heat of combustion was determined. Measurements were performed on pomace samples stored in the exsiccator, 24 to 36 hours after drying.

The heat of combustion of the tested samples was measured in a KL-12 calorimeter manufactured by Precyzja-Bit. The sample was placed in a pressure vessel and burned in an oxygen atmosphere.

The samples weighed approximately 600 mg (± 1 mg). The applied load was 53 kN, i.e. the pressure inside the press with a diameter of 11 mm was equal to 557.7 MPa. The samples were placed in a crucible and secured with a piece of thread used for suspending the sample on a resistance wire, which constitutes a part of the ignition system. The crucible was then placed inside the calorimeter which was supplied with oxygen to drive out atmospheric air. The calorimeter was placed in a vessel filled with water, electrodes were attached and the calorimeter was closed. Water was stirred with an electric agitator. Preliminary, main and final combustion was controlled by a computer using an algorithm developed by Precyzja-Bit. Successive phases of combustion, including sample ignition, were displayed on the screen, analyzed and calculated, and the final heat of combustion was determined in $\text{J} \cdot \text{g}^{-1}$.

At the final stage (IV), compacted samples were viewed under a stereoscopic microscope to determine differences between samples of ground and unground material.

4. Results and discussion

4.1. Sieve analysis

The aim of the analysis was to determine the size of pomace fractions deposited on sieves with different mesh sizes.

The first sieve analysis of unground samples revealed a predominance of large pomace particles. 96.8% of the particles were deposited on a sieve with 2.00 mm mesh openings, and the smallest number of particles was found on a sieve with 0.43 mm and 0.22 mm mesh openings. The size of pomace particles resulted from the apple grinding technology in the processing plant. The results are presented in Figure 2.

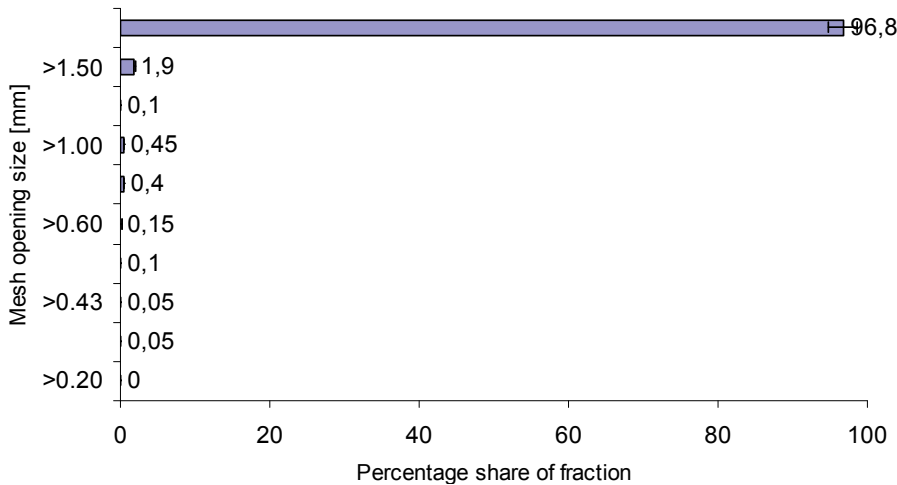


Fig. 2. Percentage share of unground pomace fractions subjected to a sieve analysis

Rys. 2. Udział procentowy cząstek niezmielonych wyłoków poddanych analizie sitowej

The following sieve analysis was performed on ground samples. Particles larger than 1.5 mm were the predominant fraction, but the share of particles smaller than 1.5 mm increased significantly to more than 43%. The results are presented in Figure 3.

The following conclusions can be drawn from the results of the sieve analysis:

- grinding leads to changes in the size of particles deposited on a given sieve,
- grinding removes large particles which could produce negative consequences at latter stages of processing,

- grinding parameters should be selected in view of the intended use of ground material in order to prevent any negative effects in further stages of processing.

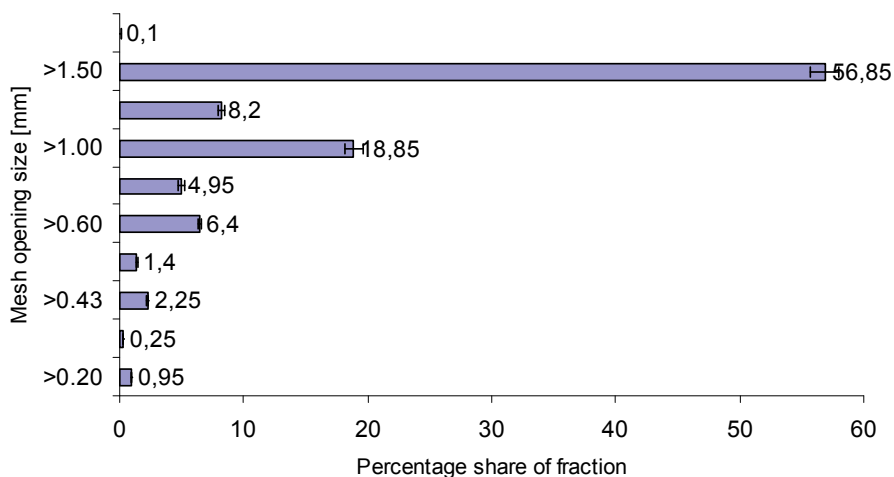


Fig. 3. Percentage share of ground pomace fractions subjected to a sieve analysis

Rys. 3. Udział procentowy cząstek zmielonych wyłoków poddanych analizie sitowej

4.2. Compaction

Trace amounts of apple seed oil were observed on the internal surface of the press cylinder during compaction (Fig. 1). The compaction energy of pomace, determined by the load applied to dry ground and unground apple pomace samples, is presented in Figure 4.

An analysis of the above results indicates that:

- energy consumption was insignificantly higher for unground samples,
- the greatest difference in compaction energy was observed for smaller loads of 10 kN and 20 kN,
- ground samples were more easily compacted.

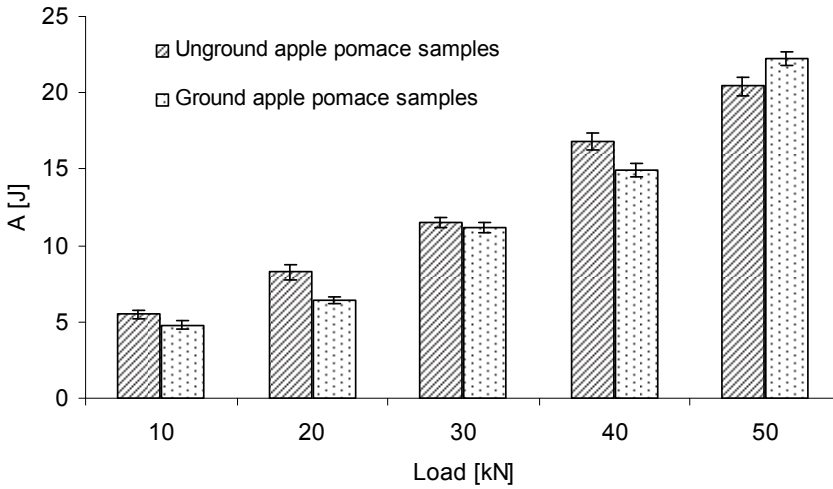


Fig. 4. Compaction energy A [J] at different values of the load applied to ground and unground samples

Rys. 4. Energia zagęszczania A [J] przy różnych wartościach zadanego obciążenia dla zmielonych i niezmielonych wytlóków

Images of compacted samples were enlarged under a microscope and presented in Figure 5 and 6.

Large fragments (particles) of compacted apple pomace are visible in Figure 5. The exact contours of pressed fragments (particles) can be observed. Some fragments began to protrude from the compacted surface, as shown in the bottom left corner of the image.

An image of a compacted sample of ground apple pomace is presented in Figure 6. Particle contours are less visible, and there are no noticeable signs of pomace fragments protruding from the compacted surface.

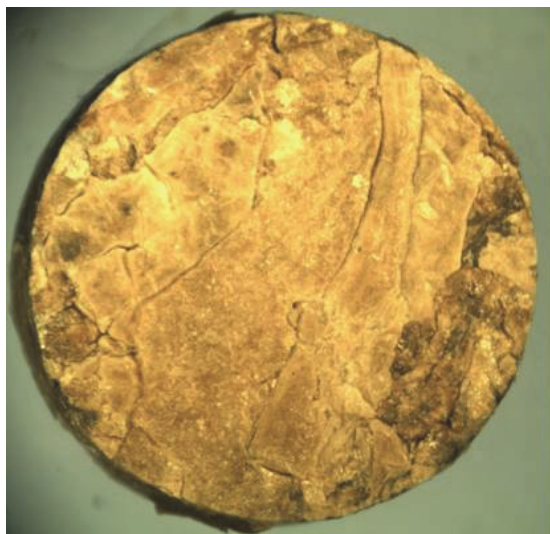


Fig. 5. Image of a unground sample of apple pomace compacted under 50 kN load (20x magnification)

Rys. 5. Obraz niezmielonych wycieków jabłkowych sprasowanych pod obciążeniem 50 kN (20x powiększenie)

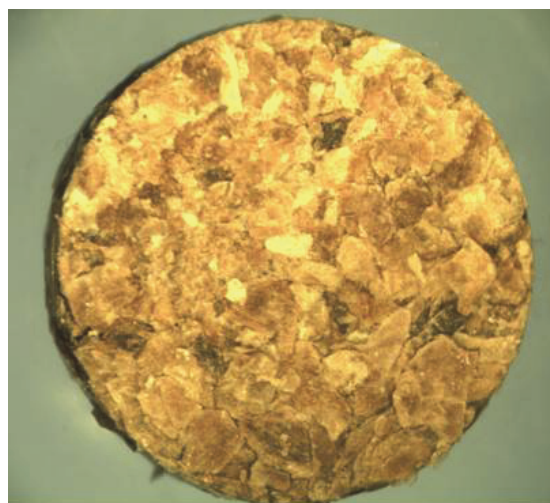


Fig. 6. Image of a ground sample of apple pomace compacted under 50 kN load (20x magnification)

Rys. 6. Obraz zmielonych wycieków jabłkowych sprasowanych pod obciążeniem 50 kN (20x powiększenie)

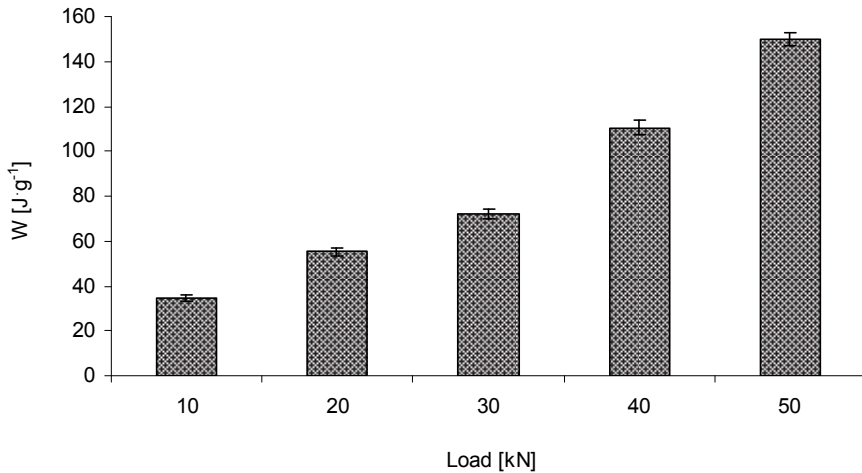


Fig. 7. Compaction energy of ground pomace per unit W [$J \cdot g^{-1}$] for different loads

Rys. 7. Energia zagęszczania zmielonych wyłoków W [$J \cdot g^{-1}$] dla różnych obciążeń

The results of the analysis indicate that total compaction energy per unit of unground pomace ranged from 66.60 to 150.00 $J \cdot g^{-1}$. The respective energy range of ground samples was 34.79 to 149.95 $J \cdot g^{-1}$ (Fig. 7), at a temperature of 20°C and relative air humidity of 31.7%. Temperature and relative humidity represent average values from the range measured during the experiment.

A significant correlation between load (F) and compaction energy per unit (W) is described by regression equation (2):

$$W = 2.855 \cdot F - 1.208 \text{ at } R^2 = 0.965 \quad (2)$$

According to Skonecki (2004) total specific compaction energy for other plant materials (pea, barley, maize, lupine, wheat bran, wheat, rapeseed meal, soybean meal) varied from 9.65 to 12.97 $J \cdot g^{-1}$ in the load range of 14.20 to 42.72 MPa. Differences in compaction energy resulted mainly from the chemical composition and moisture content of the analyzed material. The density values of samples subjected to different loads are presented in Tables 1 and 2.

Table 1. Density of pellets made from unground apple pomace at different load values

Tabela 1. Gęstość pelletów z niezmielonych wyłoków jabłkowych przy różnych wartościach obciążenia

Load [kN]	10	20	30	40	50
Density [$\text{g} \cdot \text{dm}^{-3}$]	1118.2	1114.0	1129.2	1166.3	1139.1
Regression equation	$\rho = 0.941 \cdot F + 1105.1$ at $R^2 = 0.509$				

Table 2. Density of pellets made from ground apple pomace at different load values

Tabela 2. Gęstość pelletów ze zmielonych wyłoków jabłkowych przy różnych wartościach obciążenia

Load [kN]	10	20	30	40	50
Density [$\text{g} \cdot \text{dm}^{-3}$]	1118.2	1114.0	1128.8	1168.1	1139.1
Regression equation	$\rho = 0.959 \cdot F + 1104.9$ at $R^2 = 0.493$				

At the next stage, the expansion of compacted samples was determined. Expansion was measured directly after removal from the pelleting unit and after 24 hours. The following changes in pomace expansion were observed (Fig. 8 and 9):

- the samples expanded and their height changed after 24 h,
- the greatest difference in height was observed in samples subjected to 10 kN and 20 kN loads,
- the samples were neither deformed nor disintegrated,
- no significant differences were observed between pellets produced from ground and unground material.

The most significant changes in height (thickness) were observed in samples subjected to the smallest loads. Percentage changes in the height of the analyzed samples are shown in Figures 10 and 11.

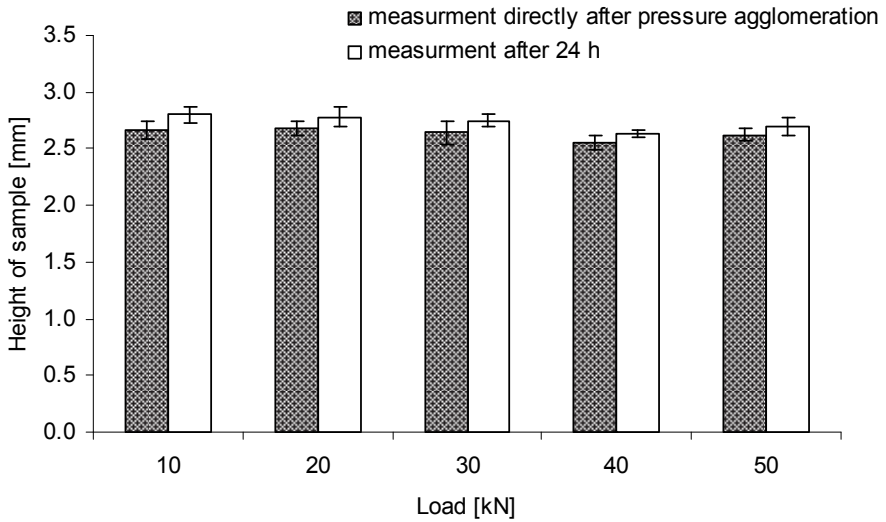


Fig. 8. Expansion of pellets made from unground apple pomace after 24 h
Rys. 8. Rozprężenie pelletów z niezmielonych wyłoków po 24 h

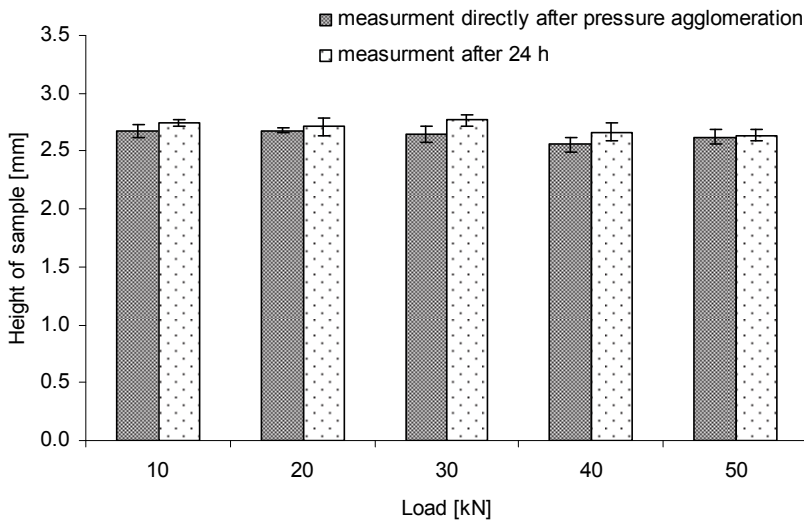


Fig. 9. Expansion of pellets made from ground apple pomace after 24 h
Rys. 9. Rozprężenie pelletów z zmielonych wyłoków po 24 h

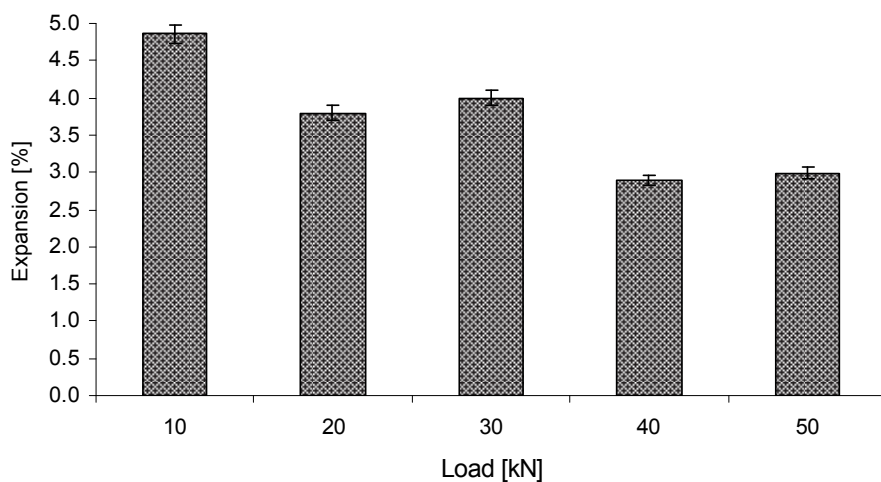


Fig. 10. Increase in the expansion of unground pomace samples after 24 hours
Rys. 10. Wzrost rozprężenia próbek niezmielonych wyłoków po 24 h

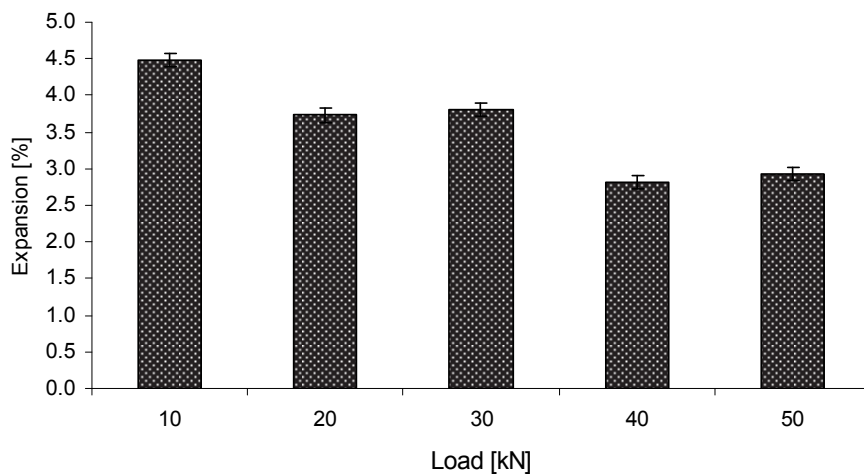


Fig. 11. Increase in the expansion of ground pomace samples after 24 hours
Rys. 11. Wzrost rozprężenia próbek zmielonych wyłoków po 24 h

The above results indicate that:

- expansion did not exceed 5% for both sample types,
- the greatest changes in expansion were reported in samples subjected to 10 kN load,
- the smallest percentage change in sample height (2.7%) was reported for 40 kN load.

It should also be noted that an increase in expansion was accompanied by a decrease in pellet density. Further analyses, such as a dimensional analysis, should be performed to compare the results of our laboratory experiment with the results that are achievable in an industrial environment. The resulting data would constitute sufficient material for a separate paper.

4.4. Heat of combustion

The results of an analysis of the heat of combustion of apple pomace samples are presented in Figure 12.

The heat of combustion of apple pomace was determined at $19 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$, and it was lower in comparison with other types of fruit pomace. Ground and unground samples released the same amount of heat. Other pomace types are characterized by higher heat of combustion than the analyzed apple pomace samples, but they have a smaller share of the Polish by-product market and are thus less important for energy generation purposes. Apple pomace is the predominant type of fruit processing waste in Poland. According to Verma et al. (2011), apple pomace is characterized by gross calorific value of $20.31 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ and net calorific value of $17.48 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$. The use of pomace in the energy sector could lower fuel costs in fruit and vegetable processing plants (Borycka 2009, Wojdalski 1998). This pomace management method should serve as an example of a "waste-free technology" in fruit and vegetable processing which could directly improve a production plant's energy balance.

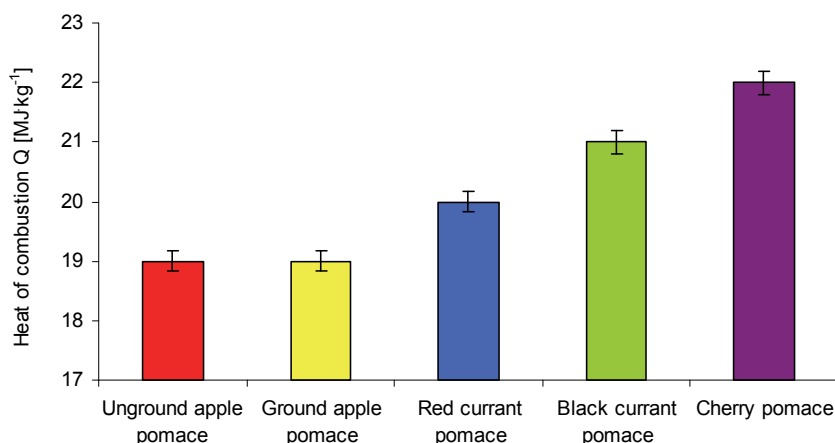


Fig. 12. Heat of combustion of apple pomace and other fruit pomace (average values)

Rys. 12. Ciepło spalania wyłoków jabłkowych i innych wyłoków owocowych (wartości średnie)

Our study adds new findings to previous research conducted by many authors (Chau et al. 2009, Ciunel & Klugmann-Radziemska 2014, Hang 1987, Kowalczyk & Piwnicki 2007, Lisowski et al. 2011, Mirabella et al. 2014, Miranda et al. 2012, Niedziółka et al. 2008, Obidziński 2012, Piecuch 2000, Ravichandran & Corscadden 2014, Reddy et al. 2013, Sargent et al. 1986, Sypuła et al. 2010, Zafari & Kianmehr 2014) who examined various scenarios for using plant biomass in energy generation with an indication of its heat of combustion and calorific value.

If apple pomace has net calorific value of $17.3 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$ and the effectiveness of the heating device (steam or water boiler) reaches 70%, the amount of energy generated by the combustion of apple pellets is approximately 80 times higher than the amount of energy consumed during processing under 50 kN load and approximately 340 times higher than the amount of energy consumed during processing under 10 kN load.

5. Conclusions

Apple pomace is a by-product of fruit and vegetable processing, and it constitutes biodegradable waste. Small quantities of pomace are not harmful to the environment, but large amounts of waste could pose a problem for processing plants.

The following conclusions can be drawn from the results of our study:

- the aim of pressure agglomeration was to determine compaction energy of ground and unground pomace at various load values – 10, 20, 30, 40 and 50 kN,
- in the applied range of loads, total compaction energy of unground pomace was determined in the range of $66.60 \text{ J}\cdot\text{g}^{-1}$ to $150.00 \text{ J}\cdot\text{g}^{-1}$, and of ground pomace – in the range of 34.79 to $149.95 \text{ J}\cdot\text{g}^{-1}$ at a temperature of 20°C and relative air humidity of 31.7%,
- with an increase in load, the expansion of unground pomace decreased from 4.86% to 2.99% and of ground pomace – from 4.49% to 2.93%, which points to higher density of pellets made from ground pomace,
- grinding increased the share of pomace particles smaller than 1.5 mm to more than 43% (1.3% before grinding),
- the heat of combustion determined in the calorimeter was $19 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$, and it was comparable with that of other types of fruit pomace. The quantity of heat which can be obtained from apple pomace as a source of renewable energy was determined,
- if apple pomace has net calorific value of $17.3 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ and the effectiveness of the heating device reaches 70%, the amount energy generated by the combustion of apple pellets is 80 to 340 times higher than the amount of energy consumed during processing under the load of 50 kN and 10 kN, respectively,
- the management of apple pomace in the production plant could serve as an example of a "waste-free" technology,
- during microscopic observations of compacted samples, the contours of pressed fragments in unground material were clearly visible, whereas the contours of ground material particles could not be clearly identified.

Symbols

A – compaction energy [J]

F – load [kN]

W – compaction energy per unit [$\text{J}\cdot\text{g}^{-1}$]

Z – sample weight [g]

ρ – density [$\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$]

Q – heat of combustion [$\text{MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$]

Acknowledgements

The authors would like to thank Ms. Aleksandra Poprawska for editing and proofreading this manuscript.

References

- Ajila, C.M., Gassara, F., Brar, S.K., Verma, M., Tyagi, R.D., Valéro, J.R. (2012). Polyphenolic antioxidant mobilization in apple pomace by different methods of solid-state fermentation and evaluation of its antioxidant activity. *Food and Bioprocess Technology*, 5 (7), 2697-2707.
- Bernstad, A., & la Cour Jansen, J. (2012). Review of comparative LCAs of food waste management systems – Current status and potential improvements. *Waste Management*, 32(12), 2439-2455.
- Borycka, B. (2009). Walory ekologiczne spalania biomasy z odpadów owocowo-warzywnych. *Energetyka i Ekologia*, 12, 847-851.
- Chau, J., Sowlati, T., Sokhansanj, S., Preto, F., Melin, S., Bi, X. (2009). Optimizing the mixture of wood biomass for greenhouse heating. *Int. J. Energy Res.*, 33, 274-284.
- Ciunel, K., & Klugmann-Radziemska, E. (2014). Utilization of rapeseed pellet from fatty acid methyl esters production as an energy source. *Environmental Technology*, 35, 2, 195-202.
- Czaban, J., & Kamiński, Z. (2003). Energy consumption of pressure of fodder mixtures in the closed chamber (in Polish: Energochłonność prasowania mieszanek paszowych w komorze zamkniętej). *MOTROL Mot. i Energ. Roln.*, 551-88.
- Darlington, R., Staikos, T., Rahimifard, S. (2009). Analytical methods for waste minimisation in the convenience food industry. *Waste Management*, 4, 29, 1274-1281.
- Dhillon, G.S., Brar, S.K., Kaur, S., Metahni, S., M'hamdi, N. (2012). Lactoserum as a moistening medium and crude inducer for fungal cellulase and hemicellulase induction through solid-state fermentation of apple pomace. *Biomass and Bioenergy*, 41, 165-174.
- Dhillon, G.S., Brar, S.K., Valero, J.R., Verma, M. (2011). Bioproduction of hydrolytic enzymes using apple pomace waste by *A. niger*: applications in biocontrol formulations and hydrolysis of chitin/chitosan. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 34 (8), 1017-1026.
- Duda-Chodak, A., Tarko, T., Tuszyński, T. (2011). Antioxidant activity of apples – an impact of maturity stage and fruit part. *Acta Sci. Pol., Technol. Aliment.*, 10 (4), 443-454.

- Fronc, A., & Zawirska, A. (1994). Potential uses of waste products from fruit and vegetable processing. *Ochrona Środowiska*, 53, 2, 31-32.
- Gassara, F., Brar, S.K., Pelletier, F., Verma, M., Godbout, S., Tyagi, R.D. (2011). Pomace waste management scenarios in Québec—Impact on greenhouse gas emissions. *Journal of Hazardous Material*, 192, 1178-1185.
- Grochowicz, J. (1993). *Problemy utylizacji odpadów z przetwórstwa spożywczego i ochrony środowiska*. Poznań: Ośrodek Nauki PAN, 21-33, 5, 10.
- Grochowicz, J., & Kusińska, E. (1983). Investigations on the establishment of parameters of the mechanical dewatering process of fruit-and-vegetable processing wastes suitable for feed. *Polish Agricultural Engineering (Roczniki Nauk Rolniczych, s. C-Technika Rolnicza)*, 75, 3, 71-77. from <http://agris.fao.org/agrissearch/search/display.do?f=2012/OV/OV201203717003717.xml;PL19840054709>
- Grochowicz, J., Andrejko, D., Mazur, J. (2004). The Influence of Moisture Contents and Degree of Fineness on the Energy Compression and Strength Characteristics of Lupine Briquettes. *MOTROL Mot. i Energ. Roln.*, 6, 96-103.
- Gullón, B., Falqué, E., Alonso, J.L., Parajó, J.C. (2007). Evaluation of Apple Pomace as a Raw Material for Alternative Applications in Food Industries. *Food Technology and Biotechnology*, 45(4), 426-433.
- Hang, Y.D. (1987). Production of fuels and chemicals from apple pomace. *Food Technology*, 41(3), 115-117.
- Heim, A. (2005). *Zagadnienia procesowo-aparaturowe aglomeracji*. VII Ogólnopolska Konferencja Naukowa nt. Kompleksowe i szczegółowe problemy inżynierii środowiska. Ustronie Morskie (in Polish).
- Hejft, R. (2002). *Ciśnieniowa aglomeracja materiałów roślinnych*. Politechnika Białostocka, Zakład Poligrafii Instytutu Technologii i Eksploatacji w Radomiu.
- Heras-Ramírez, M.E., Quintero-Ramos, A., Camacho-Dávila, A.A, Barnard, J., Talamás-Abbud, R., Torres-Muñoz, J.V., Salas-Muñoz, E. (2009). Effect of Blanching and Drying Temperature on Polyphenolic Compound Stability and Antioxidant Capacity of Apple Pomace. *Food and Bioprocess Technology*, 6(5), 2201-2210.
- Jakubowski, T. (2006). Waste management at the fruit product manufacturing plant. *Inżynieria Rolnicza*, 11, 147-156.
- Joshi, V.K., & Sandhu, D.K. (1996). Preparation and evaluation of an animal feed byproduct produced by solid-state fermentation of apple pomace. *Bio-resource Technology*, 56, 251-255.

- Kavargiris, S.E., Mamolos, A.P., Tsatsarelis, C.A., Nikolaidou, A.E., Kalburtji, K.L. (2009). Energy resources' utilization in organic and conventional vineyards: Energy flow, greenhouse gas emissions and biofuel production. *Biomass and Bioenergy*, 33, 9, 1239-1250.
- Kowalczyk, R., & Piwnicki, L. (2007). Fruit stones as a valuable secondary material of food industry (in Polish: Pestki owoców jako cenny surowiec wtórny przemysłu spożywczego). *Postępy Techniki Przetwórstwa Spożywczego*, 2, 62-66.
- Kulig, R., & Laskowski, J. (2006). Effects of conditioning methods on energy consumption during pelleting. *TEKA Kom. Mot. i Energ. Roln.*, 6, 67-74.
- Kumar, D., Verma, R., Bhalla, T.C. (2010). Citric acid production by *Aspergillus niger* var. Tieghem MTCC 281 using waste apple pomace as a substrate. *Journal of Food Science and Technology*, 47(4), 458-460.
- Kumider, J. (1996). *Utylizacja odpadów przemysłu rolno-spożywczego. Aspekty towaroznawcze i ekologiczne*. Poznań: Wyd. Akademii Ekonomicznej, 56-65.
- Kumider, J., & Zielnica J. (2006). *Bioenergetyka szansą dla środowiska naturalnego – wybrane zagadnienia*. Poznań: Wyd. Akademii Ekonomicznej, 51-53.
- Limousy, L., Jeguirim, M., Dutournié, P., Kraiem, N., Lajili, M., Said, R. (2012). Gaseous products and particulate matter emissions of biomass residential boiler fired with spent coffee grounds pellets. *Fuel*, 107, 323-329.
- Lisowski, A., Świętochowski, A., Szulc, K., Lenart, A. (2011). Density and porosity of the cut and ground material of energy plants. *Annals of Warsaw University of Life Sciences – SGGW. Agriculture (Agricultural and Forest Engineering)*, 58, 21-28.
- Mahawar, M., Singh, A., Jalgaonkar, K. (2012). Utility of apple pomace as a substrate for various products: A review. *Food and Bioproducts Processing*, 90, 4, 597-605.
- Mirabella, N., Castellani, V., Sala, S. (2014). Current options for the valorization of food manufacturing waste: a review. *Journal of Cleaner Production*, 65, 28-41.
- Miranda, T., Arranz, J.I., Montero, I., Román, S., Rojas, C.V., Nogales, S. (2012). Characterization and combustion of olive pomace and forest residue pellets. *Fuel Processing Technology*, 103, 91-96.
- Nadulski, R., & Grochowicz, J. (2001). The Influence of the Measurement Conditions on the TPA Test of Selected Fruit. *Acta Horticulturae*, 562, 213-219.

- Nawirska, A., & Kwaśniewska M. (2004). Dietary fibre fractions from fruit processing waste (in Polish: Frakcje błonnika w wyłokach z owoców). *ACTA Sci. Pol., Technologia Alimentaria*, 3(1), 13-20.
- Niedziółka, I., Szymanek, M., Zuchniarz, A., Zawiślak, K. (2008). Characteristics of pellets produced from selected plant mixes. *TEKA Kom. Mot. i Energ. Roln.*, 8, 157-162.
- Obidziński, S. (2012). Analysis of usability of potato pulp as solid fuel. *Fuel Processing Technology*, 1, 94, 67-74.
- Piecuch, T. (2000). Termiczna utylizacja odpadów. *Rocznik Ochrona Środowiska. Annual Set The Environment Protection*, 2 (1), 11–37.
- Ravichandran, P., & Corscadden, K. (2014). Comparison of gaseous and particle emissions produced from leached and un-leached agricultural biomass briquettes. *Fuel Processing Technology*, 128, 359-366.
- Reddy, K.S.K., Achmed, A.S., Srinivasakannan, C. (2013). Gasification Kinetics of Date palm seed using Carbon Dioxide. *International Journal of Environmental Research*, 7(1), 97-104.
- Rejak, A., & Mościcki, L. (2006). Biodegradable foil extruded from thermoplastic starch. *TEKA Kom. Mot. i Energ. Roln.* 6, 123-130.
- Rhee S-W., & Park H-S. (2010). Effect of mixing ratio of woody waste and food waste on the characteristics of carbonization residue. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 12, 3, 220-226.
- Royer, G., Madieta, E., Symoneaux, R., Jourjon, F. (2006). Preliminary study of the production of apple pomace and quince jelly. *LWT-Food Science and Technology*, 39(9), 1022-1025.
- Sargent, S.A, Steffe, J.F., Pierson, T.R. (1986). The economic feasibility of in-plant combustion of apple processing wastes. *Agricultural Wastes*, 15(2), 85-96.
- Shah, G.H., & Masoodi, F. A. (1994). Studies on the utilization of wastes from apple processing plants. *Indian Food Packer*, 48, 5, 47-52.
- Shalini, R., & Gupta, D.K. (2010). Utilization of pomace from apple processing industries: a review. *Journal of Food Science and Technology*, 47, 4, 365-371.
- Skonecki, S. (2004). *Modelowanie ciśnieniowego zagęszczania materiałów roślinnych*. Lublin: Wyd. Akademii Rolniczej, 279, 12-36.
- Soska, Z. (1988). Wykorzystanie wyłoków jabłkowych. *Przemysł Fermentacyjny i Owocowo-Warzywny*, 11, 24-26.
- Statistical Yearbook of Agriculture* (2011), Warsaw: Central Statistical Office.
- Suárez, B., Álvarez, Á.L., García, Y.D., del Barrio, G., Picinelli, L.A., Parra, F. (2010). Phenolic profiles, antioxidant activity and in vitro antiviral properties of apple pomace. *Food Chemistry*, 120, 1, 339-342.

- Sudha, M.L., Baskaran, V., Leelavathi, K. (2007). Apple pomace as a source of dietary fiber and polyphenols and its effect on the rheological characteristics and cake making. *Food Chemistry*, 104, 2, 686-692.
- Sypuła, M., Lisowski, A., Chlebowski, J., Nowakowski, T., Struzyk, A. (2010). Bulk density of chopped material of energetic plants. *Annals of Warsaw University of Life Sciences – SGGW. Agriculture (Agricultural and Forest Engineering)*, 56, 29-37.
- Verma, V.K., Bram, S., Gauthier, G., De Ruyck, J. (2011). Evaluation of the performance of a multi-fuel domestic boiler with respect to the existing European standard and quality labels: Part-1. *Biomass and Bioenergy*, 35, 1, 80-89.
- Wang, Z., Sun, J., Liao, X., Chen, F., Zhao, G., Wu, J., Hu, X. (2007). Mathematical modeling on hot air drying of thin layer apple pomace. *Food Research International*, 40, 1, 39-46.
- Wojdalski, J. (red.) (1998). *Energia i jej użytkowanie w przemyśle rolno-spożywczym*. Warszawa: Wyd. SGGW, 10-11, 251.
- Zafari, A., & Kianmehr, M.H. (2014). Factors affecting mechanical properties of biomass pellet from compost. *Environmental Technology*, 35, 4, 478-486.
- Zawiślak, K. (2006). A modified stand for testing water stability of plant-origin agglomerates. *TEKA Kom. Mot. i Energ. Roln.*, 6A, 207-212.

Wytwarzanie, właściwości i możliwości zagospodarowania na cele energetyczne odpadowych wytlóków z przetwórstwa jablek

Streszczenie

Przemysł spożywczy, a w tym branża owocowo-warzywna, dostarczają znacznych ilości odpadów i zanieczyszczeń środowiska. Utrudnione jest także prowadzenie produkcji, gdyż surowce do przerobu są dostarczane sezonowo, łatwo ulegają zepsuciu i mogą być źródłem zakażenia mikrobiologicznego. Wytłoki jabłkowe są jednym z odpadów przemysłu owocowo-warzywnego i należą do odpadów biodegradowalnych. Małe ich ilości nie są szkodliwe dla środowiska, lecz duża koncentracja może stanowić problem dla zakładu produkcyjnego. Prasowane wytłoki mogą mieć zastosowanie do wytwarzania produktów użytkowych lub w energetyce. Jest to jedna z metod zagospodarowania wytlóków jabłkowych, szczególnie w rejonach, w których występuje ich nadmiar i nie ma możliwości szybkiego przerobu w celach paszowych lub transport na duże odległości nie jest opłacalny. Przedstawiono problematykę, metodykę badań oraz analizę wyników badań dotyczących właściwości i zagospodarowa-

nia wyłoków jabłkowych. Część badawczą poprzedzono przeglądem literatury, w której zawarto dostępne osiągnięcia w tej dziedzinie. Badaniom poddano wyłoki przed i po rozdrobnieniu. Zakres pracy obejmował:

- analizę składu granulometrycznego w celu określenia wielkości poszczególnych frakcji zawartych w próbkach wyłoków,
- aglomerację ciśnieniową i określenie energii zagęszczania oraz rozprężenie otrzymanych próbek bezpośrednio po prasowaniu i po upływie 24 godzin,
- ustalenie ciepła spalania badanych wyłoków jabłkowych i porównanie z ciepłem spalania innych odpadów z przemysłu owocowo-warzywnego.

Energię zagęszczania badanych próbek ustalano na podstawie odczytów uzyskanych w wyniku stosowania oprogramowania BLUEHILL-2 stosowanego do obsługi maszyny INSTRON 8802. Poddano analizie wytrzymałościowej próbki wyłoków i określano ich rozprężenie po upływie 24-godzinnej przechowywania. Całkowita energia zagęszczania dla pelletów z wyłoków nierozdrobnionych zawierała się w granicach od 66,60 do 150,00 J/g, zaś dla pelletów z wyłoków rozdrobnionych wskaźniki te wynosiły od 34,79 J/g do 149,95 J/g w temperaturze 20°C i wilgotności względnej powietrza 31,7%. Gęstość otrzymanych pelletów wynosiła odpowiednio w granicach 1114,0-1166,3 i 1114,0-1168,1 g/dm³. Sprasowane próbki badawcze poddano badaniom ciepła spalania w bombie kalorymetrycznej. Ciepło spalania wyłoków jabłkowych wynosiło 19 MJ/kg. Z punktu widzenia opłacalności procesu można stwierdzić, że np. przyjmując wartość opałową wynoszącą 17,3 MJ/kg i sprawność przemian energii w kotle parowym wynoszącą 70%, energia uzyskana ze spalania pelletów jabłkowych może być od 80 do 340 razy większa w porównaniu z zapotrzebowaniem energii na ich produkcję stosując naciski odpowiednio 50 kN i 10 kN. Zagospodarowanie wyłoków jabłkowych bezpośrednio w zakładzie produkcyjnym może być przykładem zastosowania „technologii bezodpadowej”. Ponadto zagospodarowanie wyłoków na cele energetyczne może częściowo wpłynąć na wzrost efektywności energetycznej produkcji zakładu owocowo-warzywnego.

Abstract

The food processing industry, including fruit and vegetable processing sectors, produce significant quantities of waste and environmental pollutants. Food processing is a complex and demanding process because raw materials are supplied on a seasonal basis, they spoil easily and may be a source of microbiological contamination during production. Apple pomace is a by-product of fruit and vegetable processing, and it constitutes biodegradable waste. Small quantities of pomace are not harmful to the environment, but large amounts of waste could pose a problem for processing plants. Pressed pomace can be used in in-

dustrial processing and power generation. This is one of the easiest pomace management methods, in particular in regions where large amounts of waste cannot be quickly processed into animal feed or where transport is not an option due to considerable distance. This paper presents the methodology and the results of analyses investigating the properties of apple pomace and its management scenarios. A review of published sources discussing the achievements in pomace management precedes the experimental part of this study. Samples of ground and unground apple pomace were analyzed to determine: granulometric composition – the size distribution of apple pomace fractions, pressure agglomeration, compaction energy and expansion of samples immediately after pressing and after 24 hours, the heat of combustion of the analyzed apple pomace, which was compared with the heat of combustion of other fruit and vegetable processing waste.

The compaction energy of samples was determined with the use of a BLUEHILL-2 application for controlling the INSTRON 8802 machine. Material was subjected to compressive strength tests, and the expansion of samples was determined after 24 hours of storage. The total compaction energy of unground pomace ranged from 66.60 to 150.00 J·g⁻¹, and of ground pomace from 34.79 to 149.95 J·g⁻¹ at a temperature of 20°C and relative air humidity of 31.7%. The density of the resulting apple pomace pellets was determined in the range of 1114.0-1166.3 and 1114.0-1168.1 g·dm⁻³. The heat of combustion of pressed pomace samples, measured in a calorimeter, was 19 MJ·kg⁻¹. The results of the study indicate that if apple pomace has net calorific value of 17.3 MJ·kg⁻¹ and the effectiveness of a steam boiler reaches 70%, the amount of energy generated by the combustion of apple pellets is 80 to 340 times higher than the amount of energy consumed during processing under the load of 50 kN and 10 kN, respectively. The management of apple pomace in the production plant can serve as an example of a "waste-free" technology. The use of processed apple pomace for energy generation purposes may contribute to improving energy efficiency in production processes in fruit and vegetable processing plants.

Słowa kluczowe:

pellety, aglomeracja ciśnieniowa, wyłoki jabłkowe, energia biomasy, ciepło spalania

Keywords:

pellets, pressure agglomeration, apple pomace, biomass energy, heat of combustion



Specific Properties of Waste Ceramic Aggregate Concrete Reinforced by Steel Fibre

Jacek Katzer, Jacek Domski
Koszalin University of Technology, Poland

1. Introduction

Ordinary concrete is probably the most common construction material in the world. Aggregates constitute around 80% of its volume. Yearly global consumption of aggregates for concrete production is equal to 3,000 kg/person (Malhorta & Mehta 2005). Pre-cast concrete elements are often manufactured dozens of kilometres away from the construction site (de Brito J et al. 2005, Malhorta & Mehta 2005). Their production significantly affects numerous local environments. To limit this bad influence of concrete production on local ecosystems one can utilize waste aggregates for its production. Waste ceramic aggregate (WCA) obtained from red ceramic debris is one of possible solutions. Harnessing WCA in concrete production would address two important sustainable development issues at the same time: firstly – utilising significant quantities of construction and demolition waste; secondly – providing locally available aggregate (de Brito J et al. 2005). So far WCA has been utilized to create secondary elements characterized by lesser mechanical characteristics (Hendriks & Janssen 2003, Łapko & Grygo 2014). Replacing natural aggregates by WCA creates multiple technological problems resulting in poor homogeneity of mechanical properties of created concrete. To overcome these technological hindrances authors decided to enhance WCA concrete mix by steel fibre reinforcement (Katzer & Domski 2012). Engineered hooked steel fibre proved to be very efficient in improving mechanical characteristics of concretes based on fine waste aggregates (Cichocki et al. 2014). Taking into account results achieved by

other researchers testing concretes based on different waste aggregates and steel fibre reinforced concretes (SFRC) it seems feasible to achieve satisfactory mechanical characteristics in case of WCA-SFRC.

2. Used Materials

Fibre concrete for the research programme was composed on the basis of coarse WCA (prepared using red ceramic debris). The process of preparation of WCA comprised grinding for 5 minutes in an electric industrial grinder (Cichocki et al. 2014) and sieving (fractions characterized by diameter $\phi < 1\text{mm}$ and $\phi > 31.5\text{ mm}$ were separated). The sieve analysis of WCA in question was conducted with the help of rectangular sieve set (EN 933-1:2012). Loose bulk densities, compacted bulk density and water absorptivity by weight were also tested. Results of these tests are presented in Tab. 1 (Cichocki et al. 2014).

Table 1. Properties of used WCA

Tabela 1. Właściwości zastosowanego WCA

Median diameter	Hummel fineness modulus	Loose bulk density	Compacted bulk density	Water absorptivity by weight
[mm]	[-]	[kg/m ³]	[kg/m ³]	[%]
2.65	168.57	948	1170	22

Natural sand of post-glacial origin (washed from all-in-aggregate during hydro-classification process) was employed as fine aggregate. This sand was thoroughly described in previous publication (Cichocki et al. 2014). Hooked steel fibres made from cold drawn wire were chosen as reinforcement. This type of fibre is most commonly used in civil and structural engineering. Geometrical and mechanical characteristics of this fibre is summarized in Tab. 2. Fibre intrinsic efficiency ratio (*FIER*) defined by (Naaman 2003) as the ratio of bonded lateral surface area of fibre (Ψ), to its cross sectional area (A) was chosen to describe the main geometrical characteristics of fibre. As a binder Portland cement CEM I 42.5 (EN 197-1:2000) was used. Tap water (EN 1008:2002) and admixture of 1% of highly effective superplasticizer were utilized to prepare the mixes and maintain desired consistency. The used superplasticizer

(type FM) contains silica fume and is characterized by density of 1.45 g/cm^3 . This superplasticizer and its influence on properties of fresh SFRC mixes was described in previous work (Cichocki et al. 2014).

Table 2. Mechanical and geometrical characteristics of used steel fibre
Tabela 2. Cechy mechaniczne i geometryczne użytych włókien stalowych

L	d	L/d	FIER	Hook	R _m [*]	Ductility ^{**}	Steel ^{***}
[mm]	[mm]	[-]	[-]	[mm]	[MPa]	[№ bends]	[-]
50	0.80	62.5	252.96	6.27	1147	7.0	Group I
* - EN ISO 6892-1:2009, ** - EN 10218-1:2012, *** - EN 14889-1:2006.							

3. Research programme

The tested composites were reinforced by fibre in following volumes: 0.0%, 0.5%, 1.0% and 1.5%. All fresh mixes were characterized by consistency class C2 tested according to EN 206-1:2000. Such consistency enables utilization of a traditional rotary drum mixer and ordinary casting/compacting methods. The used WCA was characterized by significant absorptivity therefore traditional techniques of concrete mix preparation were ruled out. Before the use, WCA was fully pre-saturated to guarantee stable and uniform properties of the fresh concrete mixes during handling, mixing and casting. Thanks to pre-saturation there was also utilized “autogenous curing” process (sometimes known as “internal wet curing”) throughout the curing time (Suzuki et al. 2009). Computed mix proportions based on dry aggregates had to be adjusted to take into account significant volume of water absorbed by WCA. Some of this absorbed water directly influences the consistency and some influences only the curing process but the proportions are unknown. That is why the reduction of added tap water had to be conducted using a traditional “trial and error method”. Fully saturated WCA and added tap water had to keep stable consistency by all cast mixes. Mix proportions were as follows: saturated WCA – 830 kg, sand – 652 kg, cement – 307 kg, tap water – 92 kg, superplasticizer – 3.1 kg. The amount of water trapped in saturated WCA was equal to 182.6 kg. The mass of all ingredients for casting one cubic meter of WCA concrete was totalling 1884.1 kg.

A vibrating table was utilized for two layers compaction of fresh mixes. Curing lasted 28 days. During the first day specimens were kept in moulds covered with polyethylene sheets. After demoulding, for the following 27 days the specimens were kept in a water tank (temp: $+21^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$). The prepared specimens and conducted tests are summarized in Tab. 3.

Table 3. Prepared specimens and conducted tests

Tabela 3. Wykonane próbki i przeprowadzone badania

Specimens		Tests	
Shape	Size [m]	Property	Code
Cube	$b = 0.15$, $h = 0.15$, $l = 0.15$	compressive strength splitting tensile strength	EN 12390-3:2009 EN 12390-6:2009
Cylinder	$\varphi = 0.15$, $h = 0.30$	compressive strength static modulus of elasticity	EN 12390-3:2009 EN 12390-13:2013
Beam	$b = 0.15$, $h = 0.15$, $l = 0.70$	flexural tensile strength shear strength	EN 14651:2005 JCI-SF6
Circular plate	$\varphi = 1.00$, $h = 0.10$	impact tests	tailored lab stand

Circular plates used for impact tests on tailored lab stand were mounted on three massive supports of a steel lab stand (see Fig. 1) (Cichocki et al. 2014).

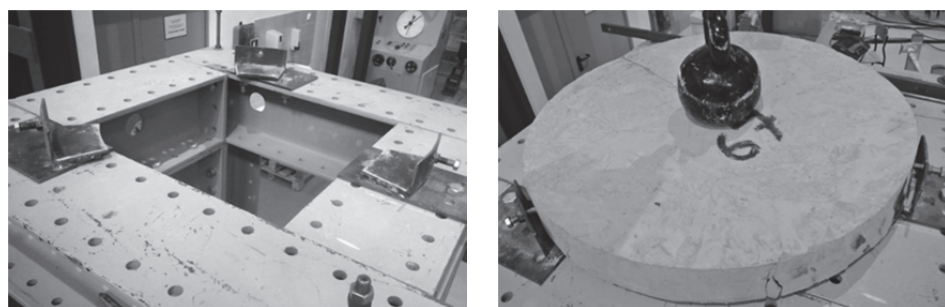


Fig. 1. Tailored lab stand for impact tests and a slab during the test

Rys. 1. Stanowisko do badań uderzeniowych płyt i płyta podczas badań

During the test each plate was loaded by the free fall of 40 kg mass from the height of 1.0 m. After each impact the deflection of the plate was measured in 17 points. The test was thoroughly described in previous publication. Density check and ultrasound tests were conducted on all available specimens.

4. Achieved results

Unreinforced concrete is characterized by density of 2001 kg/m^3 . With the increasing fibre volume the density of the composites is getting larger and larger to finally achieve the value of 2080 kg/m^3 for WCA-SFRC reinforced by maximum volume of fibre (1.5%).

Strength properties of tested WCA-SFRC are presented in Fig. 2. All four strengths are growing along the increasing volume of reinforcement. Unreinforced matrix is characterized by compressive strength equal to 27.9 MPa and 39.1 MPa for cylinder and cube specimens respectively. In both cases strength of WCA-SFRC reinforced by 1.5% of fibre is over 30% higher than the strength of the matrix. The difference between cylinder and cube compressive strengths of such WCA-SFRC exceeds 16 MPa. This difference in strengths of ordinary concrete (EN 206-1) is close to 10MPa, therefore the strength classes dedicated for ordinary concrete are subjected to large inaccuracy in case of WCA-SFRC.

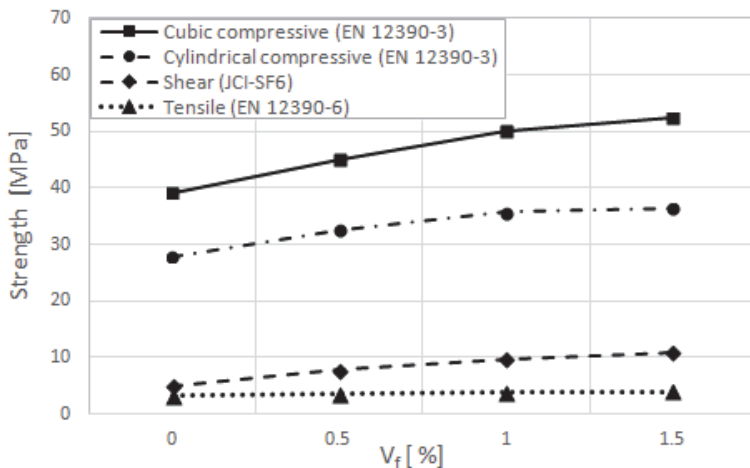


Fig. 2. Compressive, shear and tensile strength of tested WCA-SFRC
Rys. 2. Wytrzymałość na ściskanie, ścinanie i rozciąganie próbek WCA-SFRC

Tensile strength ranges from 3.1 MPa for unreinforced matrix to 4.0 MPa for the composite reinforced by maximum fibre volume (improvement of 29%). Nevertheless the largest changes in strength were observed during the shear test. Fibre reinforcement influenced the shear strength by 116% for $V_f = 1.5\%$.

Results of the tests of dynamic and static modulus of elasticity are presented in Fig. 3. The changes in values of static and dynamic modulus of elasticity are small. The matrix is characterized by the lowest value of static modulus of elasticity (22 GPa) and the highest value of dynamic modulus of elasticity (32.6 GPa). The values of static modulus of elasticity of WCA-SFRC are from 23 GPa to 24 GPa. Dynamic modulus of elasticity of WCA-SFRC ranges from 28.6 to 29.4 GPa.

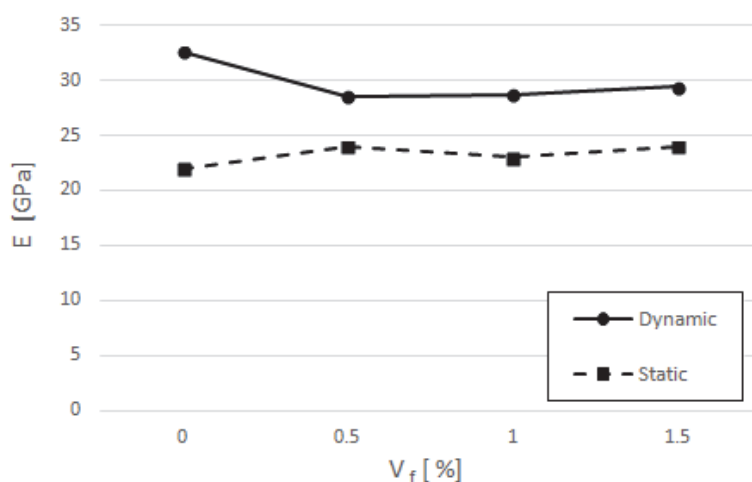


Fig. 3. Dynamic and static modulus of elasticity of tested WCA-SFRC

Rys. 3. Dynamiczny i statyczny moduł sprężystości próbek WCA-SFRC

Flexural tensile characteristics (in a form of strength-CMOD relation) of tested WCA-SFRCs is presented in Fig. 4 with minimum strength conditions for $f_{R,1}$ and $f_{R,4}$ (defined by EN-14889-1:2006). Achieved values of residual strengths $f_{R,1}$ and $f_{R,4}$ of all tested WCA-SFRCs are significantly larger than the required minimum. There were computed values of two factors: $f_{R,3} / f_{R,1} > 0.5$ and $f_{R,1} / f_{LOP} > 0.4$ for all WCA-SFRCs. According to the requirements of Model Code 2010 these factors are crucial for assessing if conventional reinforcement substitu-

tion is enabled. All tested WCA-SFRCs met the conditions defined by both factors, thus conventional reinforcement substitution is enabled. Strength class of all WCA-SFRCs was defined as follows: WCA-SFRC with 0.5% – class 3c; 1.0% – class 4c; 1.5% – class 7d.

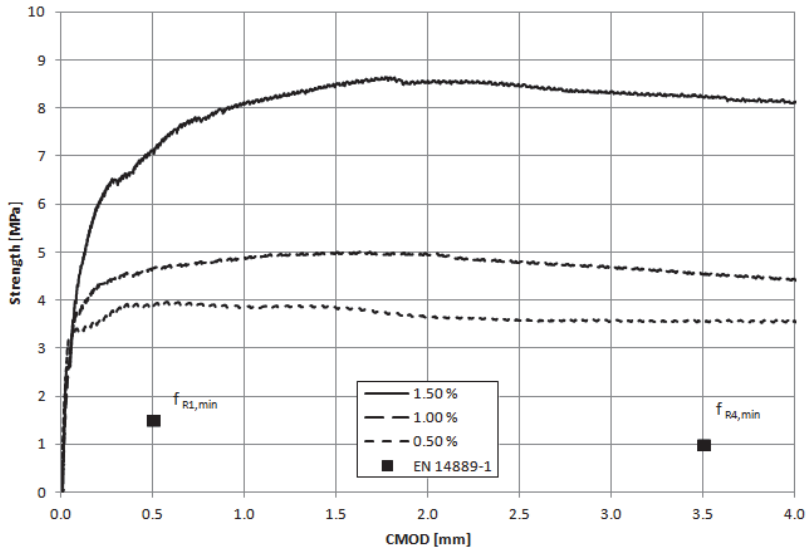


Fig. 4. Flexural properties of tested WCA-SFRC

Rys. 4. Wytrzymałości podczas próby zginania dla próbek WCA-SFRC

The results of the slab impact test are presented in Tab. 4. Slabs were considered as destroyed when deflection (δ) was reaching 20 mm. The unreinforced slab was ultimately destroyed after the first impact. In Tab. 4 deflection of the slabs after 6 impacts was presented. It was the highest number of impacts when all tested slabs were characterized by $\delta \leq 20$ mm.

Table 4. Results of the slab impact tests

Tabela 4. Wyniki badań uderzeniowych płyt

V_f [%]	0.5	1.0	1.5
δ – after 6 impacts [mm]	18.7	4.4	3.0
Failure after N_0 of impacts [-]	8	15	22
δ_{MAX} [mm]	22.9	23.2	18.9

5. Conclusions

- Using strength class of ordinary concrete to describe WCA-SFRC is subjected to significant inaccuracy and may provide misleading information.
- Mechanical properties of WCA-SFRC let us classify them as 3c, 4c and 7d.
- Tested WCA-SFRCs are characterized by mechanical properties enabling substitution of conventional reinforcement.
- Deflections of slabs (after equal energy input of 6 impacts) are in proportion of 1:1.5:6.0 for composites reinforced by 0.5%, 1.0% and 1.5% of fibre respectively.

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

- Cichocki, K., Domski, J., Katzer, J., Ruchwa, M. (2014). Impact resistant concrete elements with nonconventional reinforcement. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 16(2), 1-99.
- de Brito, J., Pereira, A.S., Correia, J.R. (2005). Mechanical behaviour of non-structural concrete made with recycled ceramic aggregates. *Cement and Concrete Composites*, 27(4), 429-433.
- EN 197-1:2000. *Cement. Composition, specifications and conformity criteria for common cements.*
- EN 206-1:2000. *Concrete. Specification, performance, production and conformity.*
- EN 933-1:2012. *Tests for geometrical properties of aggregates. Determination of particle size distribution. Sieving method.*
- EN 1008:2002. *Mixing water for concrete. Specification for sampling, testing and assessing the suitability of water, including water recovered from processes in the concrete industry, as mixing water for concrete.*
- EN 10218-1:2012. *Steel wire and wire products. General. Test methods.*
- EN 12390-3:2009. *Testing hardened concrete. Compressive strength of test specimens.*

- EN 12390-6:2009. *Testing hardened concrete. Tensile splitting strength of test specimens.*
- EN 12390-13:2013. *Testing hardened concrete. Determination of secant modulus of elasticity in compression.*
- EN 14651:2005. *Test method for metallic fibre concrete. Measuring the flexural tensile strength (limit of proportionality (LOP), residual).*
- EN 14889-1:2006. *Fibres for concrete. Steel fibres. Definitions, specifications and conformity.*
- EN ISO 6892-1:2009. *Metallic materials. Tensile testing. Method of test at ambient temperature.*
- Hendriks, C.F., & Janssen, G.M.T. (2003). Use of recycled materials in construction, *Materials and Structures*, 36, 604-608.
- JCI-SF6:1984. *Method of Tests for Shear Strength of Fiber Reinforced Concrete*, JCI Standard for Test Methods of Fiber Reinforced Concrete, 57-59.
- Katzer, J., & Domski, J. (2012). Quality and mechanical properties of engineered steel fibres used as reinforcement for concrete, *Construction and Building Materials*, 34, 243-248.
- Łapko, A., & Grygo, R. (2014). Effectiveness of the use of recycling aggregate concrete for sustainable building structures. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 16, 627-638.
- Malhorta, V.M., & Mehta, P.K. (2005). *High-Performance High-Volume Fly Ash Concrete*. Ottawa: SCMSD Inc., second revised edition.
- Model Code 2010 – Final draft. International Federation for Structural Concrete, fib Bulletin no. 55.
- Naaman, A.E. (2003). Engineered Steel Fibres with Optimal Properties for Reinforcement of Cement Composites. *Journal of Advanced Concrete Technology*, 1, 241-252.
- Suzuki, M., Meddah, M.S., Sato, R. (2009). Use of porous ceramic waste aggregates for internal curing of high-performance concrete. *Cement and Concrete Research*, 39, 373-381.

Specyficzne właściwości betonu na bazie ceramicznego kruszywa odpadowego zbrojonego włóknami stalowymi

Streszczenie

Artykuł składa się z pięciu zasadniczych rozdziałów i cytowanej literatury. W rozdziale pierwszym omówiono specyficzne właściwości odpadowych kruszyw ceramicznych na podstawie przeprowadzonych studiów literaturowych. W kolejnym rozdziale przedstawiono właściwości i cechy zastosowanych w badaniach materiałów składowych analizowanego kompozytu. Określono m.in. gęstość w stanie luźnym i utrzęsionym oraz nasiąkliwość ceramicznego kruszywa odpadowego. Oznaczono również kilka podstawowych cech zastosowanych włókien stalowych, tj. ich właściwości geometryczne i mechaniczne, smukłość, FIER. Jako spoiwo przyjęto cement CEM I 42,5, zaś jako domieszkę zastosowano superplastyfikator typu FM. Ostateczny skład mieszanki betonowej (na 1 m³), zaprezentowany w rozdziale trzecim, stanowią: namoczone kruszywo ceramiczne (WCA) – 830 kg, piasek – 632 kg, cement – 307 kg, dodana woda – 92 kg i superplastyfikator – 3,1 kg. W rozdziale trzecim omówiono również sposób wykonywania i pielęgnacji elementów próbných. Przedstawiono program badań, w którego skład weszły badania: modułu sprężystości, wytrzymałości na ściskanie na próbkach sześciennych o boku 150 mm oraz walcowych o średnicy 150 mm i wysokości 300 mm, wytrzymałości na rozciąganie przy rozłupywaniu na próbkach kostkowych o boku 150 mm, wytrzymałości resztkowych i granicy proporcjonalności belek o przekroju 150 × 150 mm i długości 700 mm oraz wytrzymałości przy ścinaniu połówek belek. Jako niekonwencjonalne badanie przeprowadzono próbę dynamiczną w postaci masy (40 kg) spadającej z wysokości 1m na płytę (o średnicy 100 cm i grubości 10 cm) podpartą w trzech punktach rozmieszczonych na jej krawędzi co 120 stopni. Wyniki z przeprowadzonych badań wraz z ich analizą zamieszczono w rozdziale czwartym. Określono m.in. gęstość kompozytów, która zawierała się w przedziale od 2001 do 2080 kg/m³, wytrzymałość na ściskanie, która wyniosła C27,9/39,1 dla matrycy bez włókien, do C36,3/52,3 dla kompozytu z największą ilością zbrojenia rozproszonego. Podobny przyrost wytrzymałości zaobserwowano w przypadku wytrzymałości na ścinanie, gdzie uzyskano 4,97 MPa dla matrycy i 10,75 MPa dla WCA z włóknami w ilości 1,5 %. Wytrzymałość na rozciąganie przy rozłupywaniu zmieniała się od 3,12 do 3,97 MPa. Moduł sprężystości statyczny i dynamiczny dla kompozytów z włóknami wyniósł odpowiednio 23-24 GPa i 28,6-29,4 GPa. Na podstawie wytrzymałości resztkowych i granicy proporcjonalności określono klasy wg Model Code 2010 dla kompozytów o różnej procentowej zawartości włókien: 0,5% – klasa 3c, 1,0% – klasa 4c 1.5% – klasa 7d. Ostatnimi z analizowa-

nych wyników było ugięcie i zniszczenie płyt. Po sześciu uderzeniach masy ugięcie wyniosło 3,0-18,7 mm dla WCA z 1,5 i 0,5% włókien, zaś ich zniszczenie miało miejsce odpowiednio po 8, 15 i 22 uderzeniach masy. Ostateczne podsumowanie z przeprowadzonych badań i analiz zamieszczono w rozdziale piątym.

Abstract

The paper consists of five main chapters and a list of references. The first chapter is focused on presenting specific properties of ceramic waste aggregates based on extensive literature studies. The properties and characteristics of the materials used to prepare the fibre composites in question are presented in the following section. Such properties as density in the loose state and compacted state and absorption of waste ceramic aggregate was of special interest. Some basic properties of used steel fibres such as: their geometric and mechanical properties, aspect ratio, FIER were established. Cement CEM I 42.5 was adopted as a binder. There was also used superplasticizer type FM. The final composition of the concrete mix (per 1 m³) is presented in the third chapter. The adopted mix composition is as follows: saturated waste ceramic aggregate (WCA) – 830 kg, sand – 632 kg, cement – 307 kg, water – 92 kg, superplasticizer – 3.1 kg. Casting and curing of concrete elements is described in the third chapter. The research programme comprised such standard tests as: test of modulus of elasticity, compressive strength test conducted on cubes (150 mm · 150 mm · 150 mm) and cylinders (diameter of 150 mm and a height of 300 mm), a tensile strength test at splitting conducted on cubes (150 mm · 150 mm · 150 mm), the residual strength test at limit of proportionality limit conducted on beams (150 mm · 150 mm · 700 mm) and the shear strength test conducted on beam halves. There was also conducted an unconventional dynamic test. Namely, the weight of 40 kg was free falling from the height of 1 m on a slab creating an impact load. The slab was 100 cm in diameter and 10 cm thick. It was supported in three points located on its circumference (apart by 120 degrees). The results of the study together with the analysis are presented in chapter four. The density of the composites ranged from 2001 to 2080 kg/m³. The compressive strength was from C27.9/39.1 for the matrix without fibre to C36.3/52.3 for the composite with the maximum amount of added fibre. A similar increase in strength was observed for shear strength which ranged from 4.97 MPa to 10.75 MPa for WCA matrix and composite with 1.5% of fibre respectively. Tensile splitting strength varied from 3.12 to 3.97 MPa. Static and dynamic modulus of elasticity of fibre composites ranged from 23 to 24 GPa and from 28.6 to 29.4 GPa respectively. On the basis of achieved residual strengths and limits of proportionality, strength class was assigned to com-

posites following Model Code 2010. The assigned strength classes were as follows: 0.5% of fibre – class 3c, 1.0% of fibre – class 4c, 1.5% of fibre – class 7d. The last of the analysed results was deflection and the process of destruction of tested slabs. After six impacts, the slab deflection ranged from 3.0 to 18.7 mm for WCA concrete reinforced by 1.5 and 0.5% of the fibres respectively. The ultimate destruction of slabs was recorded after 8, 15 and 22 impacts. The final summary of the conducted research and performed analyses is presented in chapter five.

Słowa kluczowe:

ceramiczne kruszywo odpadowe, piasek odpadowy, włókna, beton

Keywords:

waste ceramic aggregate (WCA), waste sand, fibres, concrete



Characteristics of Excess Sludge Subjected to Disintegration

Iwona Zawieja

Czestochowa University of Technology

1. Introduction

Manuscripts Human functioning in the sphere of existentially – economic risk of generating ever-increasing amounts of sewage and sludge that need to undergo extensive purification processes, followed by neutralization. Issues related to the economy of waste is regulated primarily by the Act of 24.12.2012 r. on waste, which determines the main directions for waste disposal. Raw sludge generated in sewage treatment pose a serious problem to its nuisance. This material is biologically dangerous, easily rotting, emitting unpleasant odors and having pathogenic microorganisms.

Numerous studies indicate that sludge due to the presence of heavy metals and sanitary condition can pose a serious threat to the environment (Dąbrowska 2013, Jacewicz i in. 2015, Ociepa i in. 2013, Pachura i in. 2015). Dedicated in the process of mechanical-biological treatment of sewage sludge must be processed and disposed of. These processes should lead to the maximum economically justified to reduce the weight and volume of sewage sludge and deprivation impact on the environment (Piecuch i in. 2013). Commonly used process of stabilization of sewage sludge over a hundred years is mesophilic digestion. The efficiency of the anaerobic decomposition of sewage sludge is associated primarily with the problem of free time multiplication of bacteria running this process. Particularly sensitive to environmental conditions are methanogenic bacteria. The process of anaerobic stabilization requires no costly aeration and produced biogas is a valuable energy source

(Rozińska & Dąbrowska 2014, Wójtowicz 2014). The need to continuously monitor process conditions and high investment costs for the construction of reservoirs, whether checking apparatus thereby making biogas costly and technologically challenging for most wastewater. Therefore it conducted a series of studies leading to an increase in the efficiency of methane fermentation process by subjecting the sludge disintegration. Produced during anaerobic stabilization of sludge disintegrated high calorific biogas can be used to generate electricity, or be used as a raw material for heating purposes in the same plant. The use of biogas allows for partial reimbursement invested in modern technologies to safely dispose of waste sludge. Sludge disintegration is known to conditioning processes. Its main aim is to release the cell components for faster and more intense stabilization. This is achieved by destroying the structure of the sludge by the action of external forces on it. Consequently, there is a change in the structure of the precipitate and inactivation of microorganisms contained therein. The released are also the organic components inside the cells, that lose their cell membranes upon contact with conditioning agent (Rozińska & Dąbrowska 2014, Wójtowicz 2014). Chemical methods of conditioning of sludge due to the type of reagent added to the sludge divided into methods of chemical acid hydrolysis or alkaline. Exposure to excess sludge of acid or base in a suitable dose leads to a significant change in the pH value (Eastman & Ferguson 1981). By employing a chemical disintegration of the pellet is prepared for anaerobic biodegradation, resulting in shortened biological hydrolysis (Appels I in. 2011). Phase hydrolysis occurs spontaneously and is-limiting methane fermentation process (Perkowski & Zarzycki 2005). There are many methods to assess the degree of excess sludge disintegration, however, describe this process, the number of absolute right for all of these methods is not a simple task. The degree of disintegration depends on many factors such as the composition of the precipitate, the amount and type of energy required to obtain the effect desired, as a function of inter alia polymer content in the sludge, sludge concentration, biological indicators and physico-chemical properties (Eastman & Ferguson 1981).

A method was developed based on measurement of a comparative study, using as a starting reference preparation scheduled sludge level by using an alkaline hydrolysis – CODa (Eastman & Ferguson 1981). This method can be expressed by the formula:

$$DD_{COD} = \frac{(COD_D - COD_0)}{(COD_a - COD_0)} * 100, \% \quad (1)$$

where:

DD_{COD} – the degree of disintegration, %,

COD_D – COD of the liquid supernatant after the disintegration, mg O₂/l,

COD_0 – initial value of COD in the supernatant liquid, mg O₂/l,

COD_a – COD reference sample pellet subjected to chemical hydrolysis with 1-NaOH molar ratio of 1:1, at a temperature of 90°C for a period of 10 minutes, mg O₂/l (Zielewicz 2007).

The aim of this study was to determine the effect of chemical disintegration of excess sludge to increase the concentration of organic substances in the supernatant liquid and the value of the degree of disintegration of modified sludge.

2. Experimental part

For the studies used excess sludge, which was taken from the Central Wastewater Treatment Plant in Czestochowa Warta PSW, which was designed initially as a classical mechanical-biological treatment plant (<http://www.wartasa.eu/10/06/2014>).

Table 1. General characteristics of the research substrate

Tabela 1. Ogólna charakterystyka substratów badań

Indicator	Dry mass	Organic dry mass	VFAs	COD	Kjeldahl nitrogen	Ammonia nitrogen
Unit	g/l	g/l	mg CH ₃ COOH/l	mg O ₂ /l	mg N/l	mg N-NH ₄ /l
Excess sludge	13,43 ±0.16 ^S	9,06 ±0.06 ^S	103 ±3 ^S	133 ±5 ^S	92 ±4 ^S	58±2 ^S

^S - standard deviation

The following physico-chemical indications as: dry mass, organic dry mass, volatile fatty acids, chemical oxygen demand was made (EN-12879, ISO 7027, PN-75/C-04616/04). The degree of sludge disintegration was determined according to the formula (1). To evaluate the chemical disintegration methods in the excess sludge conditioning process is carried out with water solution of 10% peracetic acid. During the test

reagent was applied in a dose of from 0.2 to 4.0 ml/l of sludge, and three times the data doses brought into contact with excess sludge considered: $t = 1, 8, 16$ h. The process of disintegration of chemical consisted of adding to test samples of excess sludge predetermined dose of reagent, exact mixing, the sample must be tightly protected from air and leaving for a certain time at room temperature. The volume of each sample was 0.5 l.

3. Results and discussion

3.1. The term of most favorable conditions for the disintegration of excess sludge by chemical method

The most preferred dose of the water solution of 10% peracetic acid and the time of its contact with the excess sludge is selected on the basis of carrying out three test cycles. During the study, the following reagent dose: 0.2-4.0 ml/l of sludge was applied. The time of pretreatment was 1, 8 and 16 h. Selection of the most favorable parameters of disintegration was made on the basis of changes in the value of COD and VFAs in the supernatant liquid of sludge. With increasing dose of reagent decreased pH. Table 2 shows changes in the value of COD, VFAs and pH after a one-hour process of chemical disintegration.

Table 2. Changes in the VFA, COD, pH of the supernatant liquid of excess sludge undergoing chemical method of pretreatment for 1 h

Tabela 2. Zmiany LKT, ChZT, pH w cieczy osadowej chemicznie dezintegrowanych osadów nadmiernych przez 1 h

Dose of reagent, ml/l of sludge	VFAs, mg CH ₃ COOH/l	COD, mg O ₂ /l	pH
Sample 0	103 ±3 ^s	133 ±5 ^s	7.43
0.2	240 ±5 ^s	231 ±3 ^s	7.01
0.4	565 ±4 ^s	685 ±6 ^{ss}	6.26
0.8	1028 ±7 ^s	1200 ±4 ^s	5.44
1.2	1457 ±5 ^s	1625 ±3 ^s	4.98
1.6	1954 ±3 ^s	2015 ±6 ^s	4.77
2.0	2365 ±7 ^s	2250 ±4 ^s	4.53
4.0	4560 ±6 ^s	4850 ±5 ^s	4.11

^s - standard deviation

The increase in the chemical oxygen demand and volatile fatty acid concentrations had already occurred at the lowest dose of the applied reagent. At each subsequent dose of COD and VFAs gradually increased reaching for a dose of 5.0 ml/l respectively deposits 4850 mg O₂/l and 4560 mg CH₃COOH/l. The dose of 5.0 ml/l of sewage sludge liquor pH was 4.11. This value requires adjusting to the optimum value for the process of anaerobic stabilization. Table 3 shows the change in the value of COD, VFA and pH after a eight-hour process of chemical disintegration.

Table 3. Changes in the VFA, COD, pH of the supernatant liquid of excess sludge undergoing chemical method of pretreatment for 8h

Tabela 3. Zmiany LKT, ChZT, pH w cieczy osadowej chemicznie dezintegrowanych osadów nadmiernych przez 8 h

Dose of reagent, ml/l of sludge	VFAs, mg CH ₃ COOH/l	COD, mg O ₂ /l	pH
Sample 0	103 ±3 ^s	133 ±5 ^s	7,43
0.2	222 ±3 ^s	278 ±4 ^s	7.18
0.4	565 ±6 ^s	711 ±7 ^s	6.72
0.8	1062 ±4 ^s	1342 ±6 ^s	6.12
1.2	1662 ±7 ^s	1787 ±8 ^s	5.00
1.6	2022 ±5 ^s	2170 ±5 ^s	4.71
2.0	2314 ±2 ^s	2421 ±7 ^s	4.57
4.0	4645 ±4 ^s	5012 ±8 ^s	4.10

^s - standard deviation

In the case of eight – hour period of preparing after addition of 0.2 ml/l sludge there was an increase of COD and concentration of VFA in the supernatant liquid of sludge. For a dose of 4.0 ml/l of sludge, the following values of COD and VFAs equal 5012 mg O₂/l and 4645 mg CH₃COOH/l was obtained. However, as in the case of a two-hour disintegration at the highest dose of reagent pH was 4.10, which is quite disadvantageous in terms of carrying out the anaerobic stabilization. Table 4 shows the changes of COD, VFAs concentration and pH after a sixteen-hour chemical disintegration process.

Table 4. Changes in the VFA, COD, pH of the supernatant liquid of excess sludge undergoing chemical method of pretreatment for 16h

Tabela 4. Zmiany LKT, ChZT, pH w cieczy osadowej chemicznie dezintegrowanych osadów nadmiernych przez 16 h

Dose of reagent, ml/l of sludge	VFAs, mg CH ₃ COOH/l	COD, mg O ₂ /l	pH
Sample 0	103 ±3 ^s	133 ±5 ^s	7.43
0.2	257 ±7 ^s	304 ±3 ^s	7.33
0.4	582 ±5 ^s	769 ±8 ^s	6.91
0.8	1097 ±2 ^s	1497 ±4 ^s	6.55
1.2	1542 ±6 ^s	1901 ±8 ^s	5.13
1.6	2040 ±4 ^s	2210 ±7 ^s	4.78
2.0	2348 ±7 ^s	2507 ±4 ^s	4.60
4.0	4700 ±6 ^s	4937 ±5 ^s	4.14

^s - standard deviation

As with the previous two test cycles, there was an increase of COD and concentration of VFAs already at the lowest dose of reagent added to sludge. For the highest dose of 4.0 ml/l of sludge the volatile fatty acids concentration and chemical oxygen demand value was 4937 mg CH₃COOH/l and 4 700 mg O₂/l, at a pH value of 4.14. Given the need to correct the pH of the disintegration process of preparation and adjustment to the optimum value for methane fermentation process the most beneficial dose was 0.8 ml/l of sludge and twelve-hour preparation time. The pH was 6.55, while the COD value and VFAs concentration was 1497 mg O₂/l and 1097 mg CH₃COOH/l.

3.2. Determination of excess sludge disintegration

The degree of sludge disintegration subjected to chemical disintegration calculated based on the value of the dissolved COD marked in the supernatant liquid of sludge. Figures 1, 2, 3 show the value of the degree of disintegration in percent obtained with the chemically modified excess sludge.

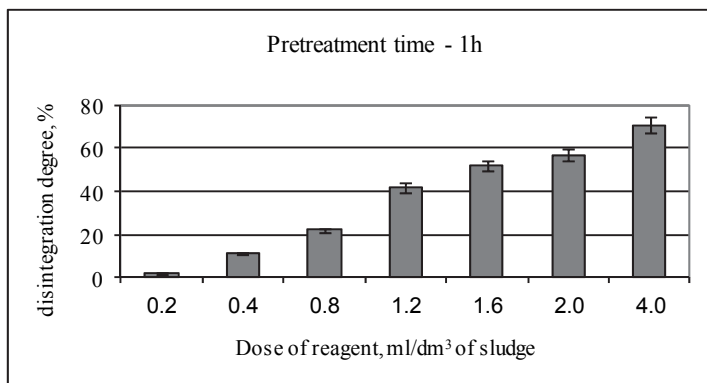


Fig. 1. Changes in the degree of chemically disintegrated sludge by 1 hours depending on the dose of reagent

Rys. 1. Zmiany stopnia dezintegracji chemicznie modyfikowanych osadów przez 1 h w zależności od dawki reagenta

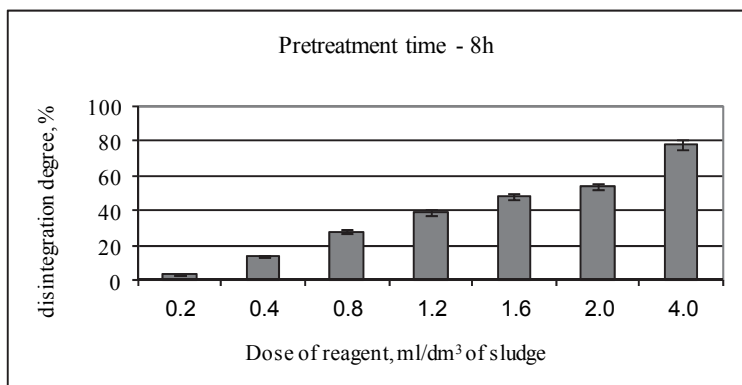


Fig. 2. Changes in the degree of chemically disintegrated sludge by 8 hours depending on the dose of reagent

Rys. 2. Zmiany stopnia dezintegracji chemicznie modyfikowanych osadów przez 8 h w zależności od dawki reagenta

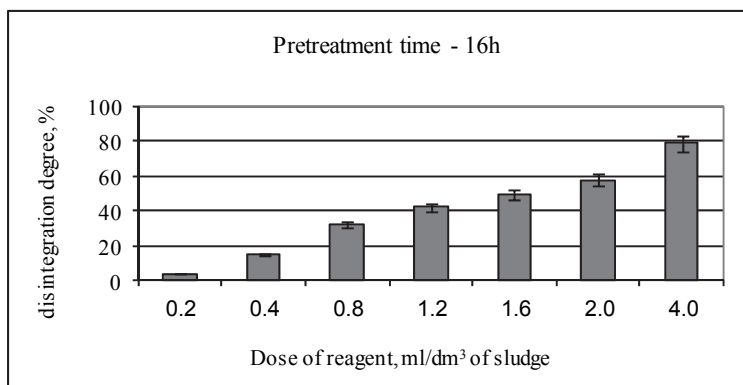


Fig. 3. Changes in the disintegration degree of chemically disintegrated sludge by 18 hours depending on the dose of reagent

Rys. 3. Zmiany stopnia dezintegracji chemicznie modyfikowanych osadów przez 16 h w zależności od dawki reagenta

The highest degree of disintegration achieved with the selected conditioning, ie. the time $t = 1, 8, 16$ hours and the dose of reagent 4.0 ml/l of sludge. For a dose of 0.8 ml/l of sludge and time of preparation 18 hours to give the degree of disintegration amounting to 32%. Disintegration by dose of 0.8 ml/l of sludge for 16 h (pH = 6.55), due to the technological conditions carried out in the next stage of research methane fermentation process was considered the optimal for carrying out the process of anaerobic stabilization.

3.3. Conducting the process of 25-daily anaerobic stabilization of excess sludge

In the first 25 daily anaerobic stabilization of excess sludge was inoculated with non-conditioned sludge digested in a volume ratio of 10:1. Conducting untreated methane fermentation of excess sludge was aimed at getting results by reference to values obtained after the fermentation methane deposits chemically disintegrated. Therefore, it was possible to determine the effectiveness of chemical disintegration, as a method of supporting the process of anaerobic stabilization. Table 5 shows the basic physico-chemical parameters made during anaerobic stabilization of non-prepared excess sludge and chemically disintegrated by reagent dose of 0.8 ml/l of sludge for 16 h.

Table 5. Selected physico-chemical parameters of excess sludge during the 25-daily methane fermentation

Tabela 5. Wybrane parametry fizyczno-chemiczne osadów nadmiernych podczas 25-dobowej fermentacji metanowej

The sort of sludge Time of fermentation, d	Nonprepared excess sludge		Chemical prepared excess sludge	
	0	25	0	25
Indicator/unit				
Dry mass, g/l	13.43±0.16 ^S	9.51±0.08 ^S	12.19±0.18 ^S	7.71±0.12 ^S
Organic dry mass, g/l	9.06±0.06 ^S	5.80±0.14 ^S	9.89±0.17 ^S	3.80±0.15 ^S
Mineral dry mass, g/l	4.37±0.08 ^S	3.71±0.12 ^S	8.30±0.05 ^S	3.90±0.15 ^S
COD, mg O ₂ /l	133±5 ^S	321±3 ^S	505±6 ^S	570±4 ^S
VFAs, mg CH ₃ COOH/l	103±2 ^S	171±4 ^S	686±3 ^S	342±2 ^S
Kjeldahl nitrogen, mg N/l	92±4 ^S	445±5 ^S	87±3 ^S	454±7 ^S
Ammonia nitrogen, mg N-NH ₄ /l	58±2 ^S	422±4 ^S	110,6±3 ^S	590±6 ^S
pH	7.62	7.43	6.55	6.34

^S - standard deviation

After the anaerobic stabilization of untreated excess sludge obtained COD value and the concentration of VFAs was respectively 321 mg O₂/l and 171 mg CH₃COOH/l. In the case of chemically disintegrated sludge by dose of 0.8 ml/l of sludge COD value and the concentration of VFAs was respectively 570 mg O₂/l 342 and mg CH₃COOH/l. The degree of fermentation for unmodified and chemically modified sludge was 36 and 62%. The pH was 7.43 and 6.34, respectively. The total production of biogas from untreated excess sludge after 25 days of anaerobic stabilization process was 3.95 l, from chemically disintegrated sewage sludge by dose of 0.8 ml/l of sludge 23.32 l. Figure 4 and 5 show changes in the content in % by volume of methane in the generated biogas.

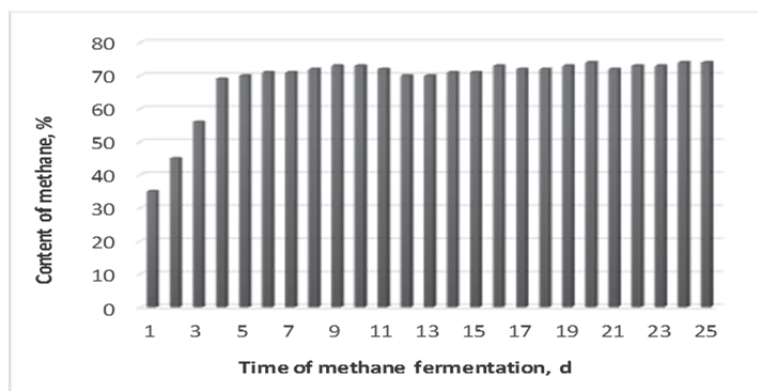


Fig. 4. Changes in the content of methane in the biogas during anaerobic stabilization of untreated excess sludge

Rys. 4. Zmiany zawartości metanu w biogazie podczas stabilizacji beztlenowej niepreparowanych osadów nadmiernych

During the initial days of the process in the analyzed biogas methane content was approx. 35%. This value increased until the sixth day, when it amounted to approx. 71% CH₄ content in the sample. After this period the volume content of methane in the biogas stabilized and amounted over approx. 70 percent.

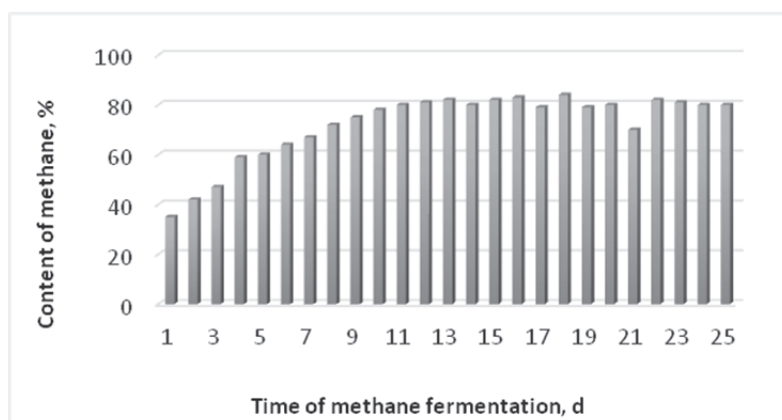


Fig. 5. Changes in the content of methane in the biogas during anaerobic stabilization of chemically disintegrated excess sludge

Rys. 5. Zmiany zawartości metanu w biogazie podczas stabilizacji beztlenowej chemicznie dezintegrowanych osadów nadmiernych

In the first day of the stabilization process methane content in biogas it was at approx. 35%. With each day, this value increased up to eleventh days in which the methane content was approx. 80% and remained at this level until the end of the process.

4. Conclusions

Based on the results of research on the effects of chemical disintegration of excess sludge to increase the concentration of organic substances in the form of dissolved following conclusions were formulated:

- Submission of sludge disintegration by chemical method resulted in an increase of the degree of disintegration of modified sludge and correlates with the increase in concentration of VFAs.
- The most favorable conditions of the chemical disintegration was reagent dose equal 0.8 ml/l and time 18 hours to give a value of COD and VFA concentration 1497 mg O₂/l and 1097 mg CH₃COOH/l and pH = 6.55.
- As a result of untreated excess sludge to undergo 25-daily anaerobic stabilization was achieved biogas yield of 0.12 l/g VSS., and disintegrated chemically 0.53 l/g VSS. The degree of mineralization was respectively 25 and 62%.
- The results found that the methane content in biogas produced from untreated sewage hovered at around 70%, while undergoing chemical disintegration of approximately 80%.

Acknowledgements

The research was funded by the project No. BS-PB-401/303/12.

References

- Dąbrowska, L.(2013). Fractions of heavy metals in residue after incineration of sewage sludge. *Environment Protection Engineering*, 39 (2), 105-113.
- Appels, L., Van Assche, A., Willems, K., Degreve, J., Van Impe, J., Dewil R. (2011). Peracetic acid oxidation as an alternative pre-treatment for the anaerobic digestion of waste activated sludge. *Bioresour. Technol.*, 102, 4124-4130.
- Eastman, J.A., Ferguson, J.F. (1981). Solubilization of particulate organic carbon during the acid phase of anaerobic digestion. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 53, 352-366.

- Jancewicz, A., Dmitruk, U., Urszula, Tomczuk U. (2015). Spatial distribution and potential toxicity assessment of selected PAHs in bottom sediments of polish reservoirs. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 10 (2), 107-114.
- Ociepa, E., Ociepa-Kubicka, A., Okoniewska, E., Lach, J. (2013). Immobilizacja cynku i kadmu w glebach w wyniku stosowania substratów odpadowych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 15 (2), 1772-1786.
- Pachura, P., Ociepa-Kubicka, A., Skowron-Grabowska, B. (2015). Assessment of the availability of heavy metals to plants based on the translocation index and the bioaccumulation factor. *Desalination and Water Treatment*. DOI 10.1080/19443994.2015.1033132. 1-7.
- Perkowski, J., Zarzycki, R. (2005). *Use of ozone*. Lodz: Polish Academy of Sciences.
- Piecuch, T., Piekarski, J., Malatyńska, G. (2013). Filtration of mixtures forming compressible sediments. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 15 (1), 39-58.
- Piecuch, T., Piekarski, J., Malatyńska, G. (2013). The equation describing the filtration process with compressible sediment accumulation on a filter mesh. *Archives of Environmental Protection*, 39 (1), 93-104.
- Podedworna, J., Umiejewska, K. (2008). *Sewage Sludge Technology*. Warsaw: Technical University of Warsaw.
- Polish Norms (EN-12879) Standards Publishing House, Warsaw.
- Polish standards (ISO 7027) Standards Publishing House, Warsaw.
- Polish Standards (PN-75/C-04616/04), Standards Publishing House, Warsaw.
- Rosińska, A., Dąbrowska, L. (2014). Sewage sludge digestion at increased micropollutant content. *Chemical Engineering Research and Design*, 92, 752-757.
- Wastewater Treatment Plant "Warta" SA Czestochowa
<http://www.wartasa.eu/10/06/2014>
- Wójtowicz, A. (2006). Disintegration – introduction to the issue. *The Forum Explorer 1(22)*, 34-38.
- Zielewicz, E. (2007). *Ultrasonic Disintegration of excess sludge in acquiring volatile fatty acids*. Gliwice: Silesian University of Technology.

Charakterystyka osadów nadmiernych poddanych dezintegracji

Streszczenie

W wyniku procesu dezintegracji następuje rozdrobnienie cząstek stałych osadów oraz inaktywacji mikroorganizmów zawartych w osadach nadmiernych. Zniszczenie komórek mikroorganizmów prowadzi do uwalniania

enzymów i substancji wewnątrzkomórkowych do cieczy nadosadowej. Zwiększenie stężenia substancji organicznych w postaci rozpuszczonej wpływa na intensyfikację fermentacji metanowej. Celem przeprowadzonych badań była charakterystyka osadów nadmiernych poddanych chemicznej dezintegracji. W trakcie badań zastosowano 10% wodny roztwór kwasu nadoctowego. Wyboru optymalnych warunków preparowania dokonano w oparciu o wybrane wskaźników takie jak: lotne kwasy tłuszczowe (LKT) i chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT). Wartość stopnia dezintegracji osadów była kryterium oceny skuteczności zastosowanych sposobów modyfikacji. W wyniku modyfikacji odnotowano wzrost wartości badanych wskaźników, który odzwierciedlał zachodzące zmiany struktury preparowanych osadów. Za najkorzystniejsze warunki chemicznej dezintegracji uznano dawkę reagenta 0,8 ml/dm³ i czas 18 godzin, otrzymując wartość ChZT wynoszącą 1497 mg O₂/dm³ i stężenie LKT 1097 mg CH₃COOH/dm³ przy pH = 6,55.

Abstract

Disintegration is the fragmentation of the solid phase of sludge and inactivation of sludge microorganisms. The destruction of microbial cells results in the release of substrates and enzymes to liquid sludge. The increased concentration of organic substances in the form of dissolved affects the intensification of methane fermentation process. The aim of the study was to characterize the excess sludge subjects chemical disintegration. During the research water solution of 10% peracetic acid was used. Selection of optimal conditions of preparation were made based on selected performance indicators such as volatile fatty acids (VFAs) and the chemical oxygen demand (COD). The value of the degree of sludge disintegration was a criterion for assessing the effectiveness of the modification methods. As a result, occurring in modified sludge lysis process achieved an increase in the value of the examined indicators, which was directly reflected in the change of image structure of the prepared sludge. The most favorable conditions for the chemical disintegration was reagent dose of 0.8 ml/l and time 18 hours to give a value of COD 1497 mg O₂/l and concentration of VFAs 1097 mg CH₃COOH/l and pH = 6.55.

Słowa kluczowe:

dezintegracja, kwas nadoctowy

Keywords:

disintegration, peracetic acid



Ecological Aspects of the Implementation of New Technologies Processing for Machinery Parts

Krzysztof Kukielka
Politechnika Koszalińska

1. Introduction

Recently manufacturing companies to meet the demands of the market and existing laws must fulfil many criteria (Patyk et al. 2014). Currently, the most important criteria (according to the intention of the European Union) is to deliver ecological products primarily organic. The Roadmap to a Resource Efficient Europe the target for 2020 is to provide citizens and public authorities the appropriate incentives to choose the most resource-efficient products, through appropriate economic signals and understandable environmental information. The market share of products with economical use of resources is currently at a low level, despite the possibility of providing such products for industry and agriculture and growing demand among consumers.

The statement provided above already indicates that the scope of interest of pro-ecological teaching is very broad and that the field can be divided further into specialized areas related directly to a given situation (Piecuch & Piecuch 2011, Piecuch & Piecuch 2013).

Chipboard processing such as turning, milling, grinding belong to the traditional methods of modern part of machines and equipment. They belong to the group treatments so-called material removal and are harmful to the environment (produce a chip during the process) and service (noise, vibration, dust, oil spill, evaporation cutting fluid, etc.), and may

even dangerous, for example break of grinding wheel. The tools have a low shelf life and the process is electric energy and time consuming.

For example, parts with thread (screws, nuts) are numerically the most common group in the manufacturing industry. It is estimated that approximately 40-50% of machine parts has a thread. The vast range of production scale is the cause of a large variety of processes for producing these parts. There are the following, having industrial importance, method of the thread manufacturing: rolling, grinding, milling, cutting threading heads (external threads), die cutting (external threads), cutting a tap (internal threads), cutting tool on a lathe. The vast majority of all these methods are include into the profiling method, i.e. thread profile is formed by mapping of the outline tool and its accuracy depends on the accuracy of the tool. Turning is the most universal method of threads development. For turning of the thread are used knives gripper shaped, holder, block cutter or conic holder. Thread turning requires several passage of the tools. Even use of the modest cutting-edge design solutions (Fig. 1) requires a 4-6 move.

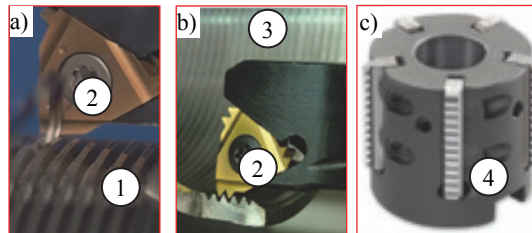


Fig. 1. Turning of an external trapezoidal thread in four passages (a), turning the internal thread with the triangular outline in six passages by knife AVRC 40-4 with a plate Muilt 4IR8APIRD2M manufactured by VARGUS (b) and milling internal threads using a special type of head MiTM with plate with multi blade (c) (Vardex 2012): 1 – screw with trapezoidal thread, 2 – turning tool with a plate 3 – pipe with internal thread, 4 – thread milling head

Rys. 1. Toczenie zewnętrznego gwintu trapezowego w czterech przejściach (a), toczenie metrycznego gwintu wewnętrznego w sześciu przejściach za pomocą noża do gwintów AVRC 40-4 z płytką skrawającą Muilt 4IR8APIRD2M wykonaną przez firmę VARGUS (b) i specjalna wieloostrowa głowica gwintująca do gwintów wewnętrznych produkcji MiTM (c) (Vardex 2012): 1 – śruba z gwintem trapezowym, 2 – nóż tokarski z wymienną płytką 3 – rura z gwintem wewnętrznym, 4 – głowica do frezowania gwintów wewnętrznych

Thread execution time depends on the dimensions and ranges from several seconds to several minutes. The accuracy of the major diameter depends on the turner, thread pitch accuracy – from the kinematic machine accuracy (practically on the accuracy of lead-screw), outline accuracy – geometrical accuracy of the tool and the accuracy of the setting of the knife.

In order to eliminate these negative phenomena is proposed to replace these technologies by modern methods of forming such as rolling, smooth and strengthen burnishing that belong to the so-called chip less treatments. Besides to the reduced impact on the environment and improved industrial safety conditions, in addition achieved a significant reduction of the cost-consuming and labor-intensive of the process, while increasing tool life and quality of manufactured parts.

Volume plastic forming allows to achieve high accuracy of product and process productivity (Kukielka K. 2009, Łyczko 2010, Olszak 2008). During the execution of machine parts using this technology the use of the starting material is about 85-97% and material savings entail large energy savings. Savings should also include lower cost of material storage, eliminating the chips management, less need for coolant, lower expenditure on transport and depreciation of production equipment. Thread rolling technology has several advantages, namely: less waist of material, extremely short times of execution, which has an impact on the production with high performance, high durability of the tools, the use of the machinery. In contrast to machining, after which the waste is produced in the form of chips, using a rolling technology as the volume of plastic forming, it is possible execution thread at full use of the material. The diameter of the blank under the rolled thread is smaller compared to the diameter of the thread rolling, which results in considerable savings of material.

With respect to the threading is proposed to introduce thread rolling, which can be divided into three groups (Kukielka K. 2009, Łyczko 2010, Olszak 2008) (Fig. 2): axial rolling, radial rolling and tangent rolling.

Not all threaded machines parts can be rolled on the common thread mills. Where the shape or dimensions (eg. too large length of the parts) limit this possibility, with very little financial expenditure and machine park possession, all over the world rolling heads are used flanks (Łyczko 2010). Thread rolling heads can roll external threads: metric,

metric fine threads, unified, pipes and other special threads, for example trapezoidal and rope.

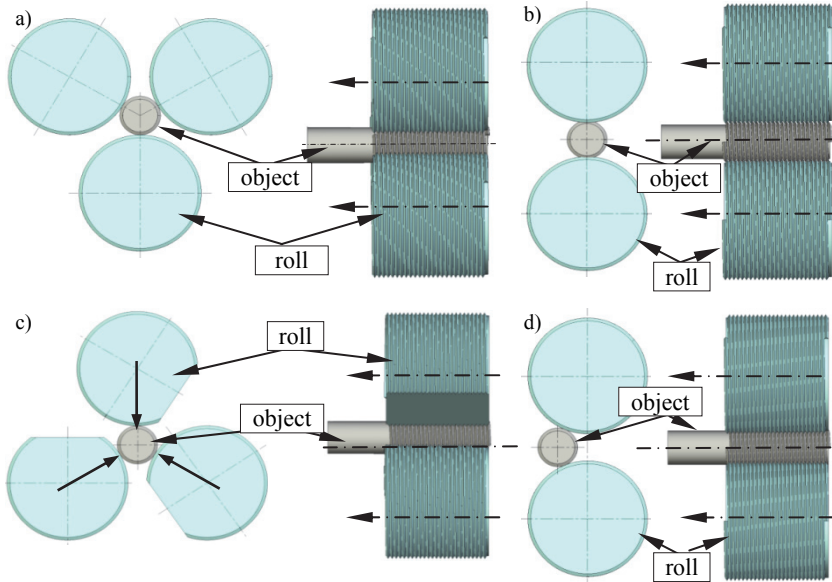


Fig. 2. Thread rolling methods: axial by three rollers (a), axial by two rollers (b) radial (c) and tangential (d)

Rys. 2. Metody walcowania gwintów: osiowa w układzie trzyrolkowym (a), osiowa w układzie dwuroolkowym (b), promieniowa (c) i styczna (d)

Due to the diversity of the threaded parts of the most commonly types of heads are used: double roller for rolling by tangential method (Fig. 3) by triple roller by rolling with radial method (Fig. 4) by triple roller by axial rolling method (Fig. 5) and the multi-roller (four-, five- and six-roller) by angular axial rolling method.

View of Machine-Object-Holder-Tool for the thread rolling by FETTE head type T27 is shown in Figure 3. The stand is located in the Department of Applied Mechanics and Strength of Materials at the Faculty of Mechanical Engineering at Koszalin University of Technology. On a conventional lathe saddle in place of jaws knife, mounted plate (1) which support the head type T27 (2) (FETTE) for rolling by axial method. This head allows for rolling metric, trapezoidal and special thread also conducting smoothing processing. Adapting the stand for the type of treatment involves the exchange of rollers.

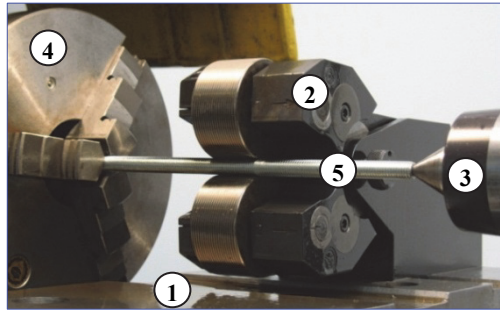


Fig. 3. View of the stand for tangential thread rolling method: 1 – mounting plate, 2 – head type T27, 3 – tailstock, 4 – jaw chuck lathes, 5 – rolled rod

Rys. 3. Widok stanowiska do walcowania gwintów metodą styczną: 1– płyta montażowa, 2 – głowica typ T27, 3 – konik, 4 – uchwyt trójszczękowy tokarki, 5 – pręt walcowany

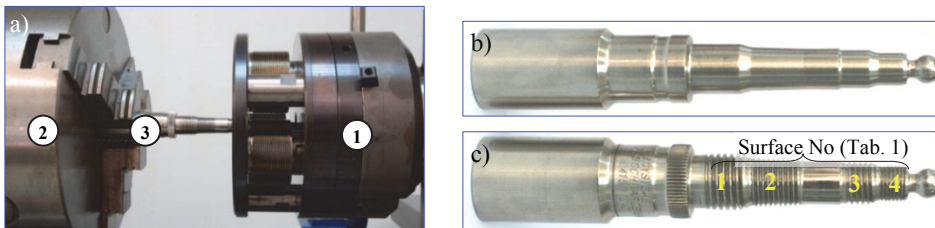


Fig. 4. View of the working stand for the radial thread rolling head type E (FETTE) (a) and exemplary component before (b) and after (c) thread rolling: 1 – head 2 – jaw chuck 3 – object

Rys. 4. Widok układu obróbkowego do walcowania gwintów metodą promieniową głowicą typu E produkcji FETTE (a) oraz przykładowe części przed (b) i po (c) walcowaniu gwintów: 1 – głowica, 2 – uchwyt trójszczękowy, 3 – przedmiot

Use of radial thread rolling method provides significant savings in the form of shortening the threading time (Tab. 1) due to the traditional of thread forming. For example, the time rolling of threads on the plugs for different methods are: 0.13 s fine thread (surface 4) by radial, 0.31 s metric (surf. 1) by axial 0.58 s and conical thread (surf. 2) by tangential. However, if those threads are made by turning process the threading time is extend minimum two time higher then rolling (Kukiełka K. 2009, Łyczko 2010).

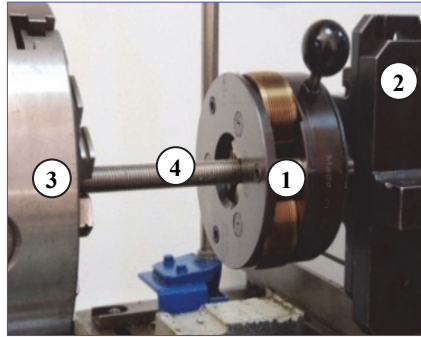


Fig. 5. View of working stand for the axial thread rolling method by angle head type F3 (FETTE): 1 – head, 2 – grip holder, 3 – jaw chuck, 4 – rolled rod

Rys. 5. Widok układu obróbkowego do walcowania gwintów metodą osiową głowicą kątową typu F3 (FETTE): 1 – głowica, 2 – uchwyt imakowy, 3 – uchwyt trójszczękowy, 4 – pręt walcowany

Table 1. First treatment times for surface of the part (Fig. 4c) by using the system FETTE

Tabela 1. Czasy obróbki powierzchni części (rys. 4c) z wykorzystaniem systemu FETTE

Surface No (Fig. 4c)	Rolling method	Type of rolling head	Surface lenght [mm]	Rolling time [s]
1.	axial	AC2	10	0.31
2.	tangential	T18	14	0.58
3.	axial	F2	10	0.28
4.	radial	E10 lub A01	8	0.13

2. Designing machining technology parts using computer simulation methods

Further reduce the negative impact of technology on the environment and support can be achieved by replacing a time and cost-intensive traditional methods of design technology, modern methods, methods-based on numerical simulation. Numerical analysis is a valuable tool to extend the period of time and knowledge of phenomena whose experimental researches is difficult or impossible. These are mainly phenomena occurring in extremely small areas, running at high speeds, existing in a very short time, and determining the results of the treatment process. For such problems, in particular:

- friction, adhesion and slip,
- displacement, strain, stress and temperature in the surface layer of the workpiece,
- variability tool contact areas with the object and boundary conditions,
- variability of the workpiece during machining.

Understanding the effect of the treatment on the state of strain, stress and temperature in the surface layer of the workpiece is important for the correct design of the process.

There are many programs using the Finite Element Method, which are supporting engineering work in the range of CAD, CAM, CIM, CAE. Examples of these, used to support the calculation process engineering (CAE), are: FEMAP, ABAQUS, ANSYS, ADINA, ADAMS, COSMOS/M, MSC /NASTRAN.

In recent years, through the implementation of modern technology of machine parts has been a distinctly change in the methods of carrying out construction work, technology and quality control. The increase was primarily due to the development of computer hardware and software. The current trend in manufacturing engineering is the integration of all the tools of modern engineering support, i.e. systems, CAD/CAE/CAM/CAQ/CAP and reverse engineering. Element of integrating the various systems is a solid model of part, assembly or equipment. However, despite the multitude of solutions available on the market lacks is a dominant solution, which may be proof that we still lack an optimal system to support the modern engineer.

The modelling and simulation (analysis) problem of modern technological processes of development of precision machining parts is interest to researchers for decades. At the beginning this issue has been trying solve analytically. Progress in the design of experiment, statistical analysis of results and identification of nonlinear multidimensional objects introduced a new way of modelling of the modern technological processes precision machining of modern parts. According to the cybernetic principle of "black box" modelled processes, where it was not necessary to know the physical mechanisms and only the relationship between output variables and input variables, assuming the occurrence of constant and disturbance factors (Kukielka L. 2002).

The latest trend in the modelling and analysis processes is the numerical modelling using Finite Element Method (FEM) (Fig. 6). It involves replacing the continuous object (the real) discrete object with separate sub-volumes and/or sub-areas – finite elements containing a finite number of nodes. The development of the computational capabilities of computers and software allows analysis of modern technological processes precision machining of automotive parts using computer programs using FEM (Domblesky 2002), Kukielka K. 2009, Kukielka L. 1999, Kukielka L. 2000, Kukielka L. 2001, Myśliński et al. 2004) and iterative calculation using the updated Lagrangian description (Patyk & Kukielka L. 2008, Zienkiewicz & Taylor 2000).

One major steps to achieve effective solutions to the Finite Element Method is to develop a universal model of the investigated process.

At Department of Technical Mechanics at the Faculty of Mechanical Engineering of the Koszalin University of Technology developed applications on the system ANSYS (APDL language), which allow a comprehensive time analysis for deformation (displacement, strain), and stresses occurring in the object, both the spatial conditions as well as plane, in the process technological precision machining parts: cutting processes (Bohdal & Walczak 2013, Bohdal & Kukielka L. 2014), cutting and burnishing processes sliding (Bohdal et al. 2014), cutting by an abrasive single grain (Chodór 2014, Forsyewicz et al. 2016, Kukielka L. et al. 2005), embossing trapezoidal stamp (Kałduński & Kukielka 2014), thread rolling (Kukielka K. 2009, Kukielka K. & Kukielka L. 2013, Kukielka K. 2014, Kukielka K. 2014, Kukielka L. Kukielka K. 2007, Kukielka L. & Kukielka K. 2012), duplex burnishing (Patyk & Kukielka L. 2008, Patyk 2010, Patyk Kułakowska et al. 2014, Patyk Kukielka et al. 2014), burnishing rolling (Kukielka L. 1994, Kukielka L. 1999, Kukielka L. & Krzyżyński T. 2000, Kukielka L. 2001, Kukielka L. 2002, Kukielka L. et al. 2012, Kukielka L. et al. 2012, Kułakowska et al. 2009, Kułakowska, Kukielka L. et al. 2014, Kułakowska, Patyk et al. 2014, Myśliński et al. 2004, Patyk & Kukielka L. 2008), shot peening (Szyk 2014) and modern material behaviour modelling (Malag et al. 2014). In applications using a theoretical and modelling processes precision machining of modern parts, using the models of incremental method (Kukielka L. 1994, Kukielka L. 1999, Kukielka L. & Krzyżyński T. 2000, Kukielka L. 2001, Kukielka L. et al 2012, Kukielka L. et al. 2014, Myśliński et al. 2004).

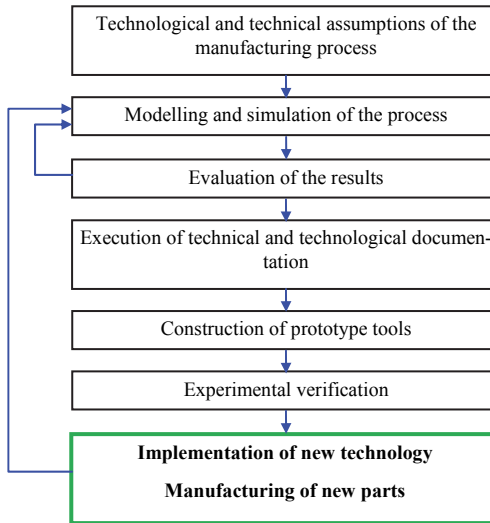


Fig. 6. Schema of modern design methodology and implementation of technology for the treatment of machine parts

Rys. 6. Schemat procesu projektowania i wdrażania nowoczesnych technologii wytwarzania części maszyn

The use of variational method to formulate the equations of motion for a typical incremental step, for nonlinear problems, existing in technological processes was proposed by Kukielka L. (Kukielka L. 1999, Kukielka L. & Krzyżyński T. 2000, Kukielka L. 2001, Kukielka L. 2010, Kukielka L. et al. 2012, Myśliński et al. 2004). The incremental mathematical model of technological processes, in the updated Lagrange formulation, contain the constitutive equations (model of dynamical yield stress, elastic/visco-plastic stains model, elastic/visco-plastic stress model), the model of contact between tool-workpiece, dynamic equation of motion and deformation, initial and boundary conditions.

First, variational method developed equation of motion and deformation for a typical step time. Then, equation with Finite Element Method was discretized, given the equations of motion and deformation of a discrete object. The algorithm of numerical analysis in ANSYS program was elaborated, where discrete equation was applied together with initial and boundary conditions. In this work this model was used for

stress, strain and displacement states analysis for case of the external rope thread rolling processes.

2. Modelling of the Thread Rolling Process

2.1. Algorithm of Modern Modelling and Analysis

The algorithm of modern modelling and analysis of proposed technological processes is exemplified by thread rolling, in which the real object (Fig. 7) contain the work-piece with the head (rollers), the rolling conditions and other external influences (Kukiełka K. 2009, Kukiełka L. & Kukiełka K. 2012).

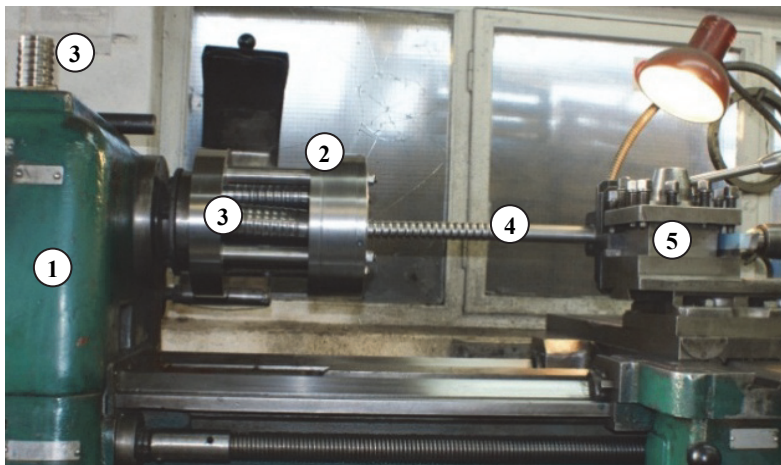


Fig. 7. View of the stand for the external rope thread rolling with quick pitch on long pipe with thin wall: 1 – cruising lathe, 2 – angle head, 3 – rolls, 4 – workpiece (bar or pipe), 5 – holder of the pipe in the tailstock

Rys. 7. Widok układu obróbkowego do walcowania gwintów o dużym skoku na długich rurach cienkościennych: 1 – tokarka konwencjonalna, 2 – głowica kątowna, 3 – walce, 4 – przedmiot, 5 – uchwyt przedmiotu w imaku nożowym tokarki

For purpose of this paper the thread rolling method by the axial head was used (Kukiełka K. & Kukiełka L. 2013).

The thread rolling process on cold is doubly (geometrical and physical) nonlinear boundary-initial problem, with nonlinear and moving boundaries.

The boundary conditions in contact zone are unknown. Physical nonlinearities, called also as a material nonlinearities, are results from the nonlinear equations describing the material properties of the processes part. Geometrical nonlinearities caused by a change in the initial part geometry, leading to nonlinear relationships between strain-displacement. Inclusion of these nonlinearities in the analysis of the thread rolling issue is extremely complex. Make it necessary to operate increments of particular kinematic quantities (displacement, velocity, acceleration), static (force, force moment, stress) and use of incremental description (Kukielka L. 2010, Kukielka L. & Kukielka K. 2012).

Modern modelling and analysis of the thread rolling processes using variational and FEM methods proceeds in stages shown in Fig. 8 (Kleiber 1985, Kukielka L. & Kukielka K. 2012).

An own application in ANSYS program for the thread rolling process were elaborated. Numerical analysis let for forecast behavior of rolled thread during whole multistage technological process. For the most important possibilities of the numerical analysis in application for the thread rolling is determination of:

- dimensions of the pipe before rolling (mainly nominal and outline diameter),
- local strain and stress states in the thread,
- geometry and thread outline during thread rolling and after elastic relieving,
- maximum strain – where crack of the thread is possible,
- expected rolling force,
- influence of the friction coefficient on the process flow and quality of the thread,
- number and geometry of the rolls, in that active rolls surface in the introducing, shaping, calibrating and outing zone,
- state of loads, stresses and strains of the tools,
- areas of contact, slip and stick.

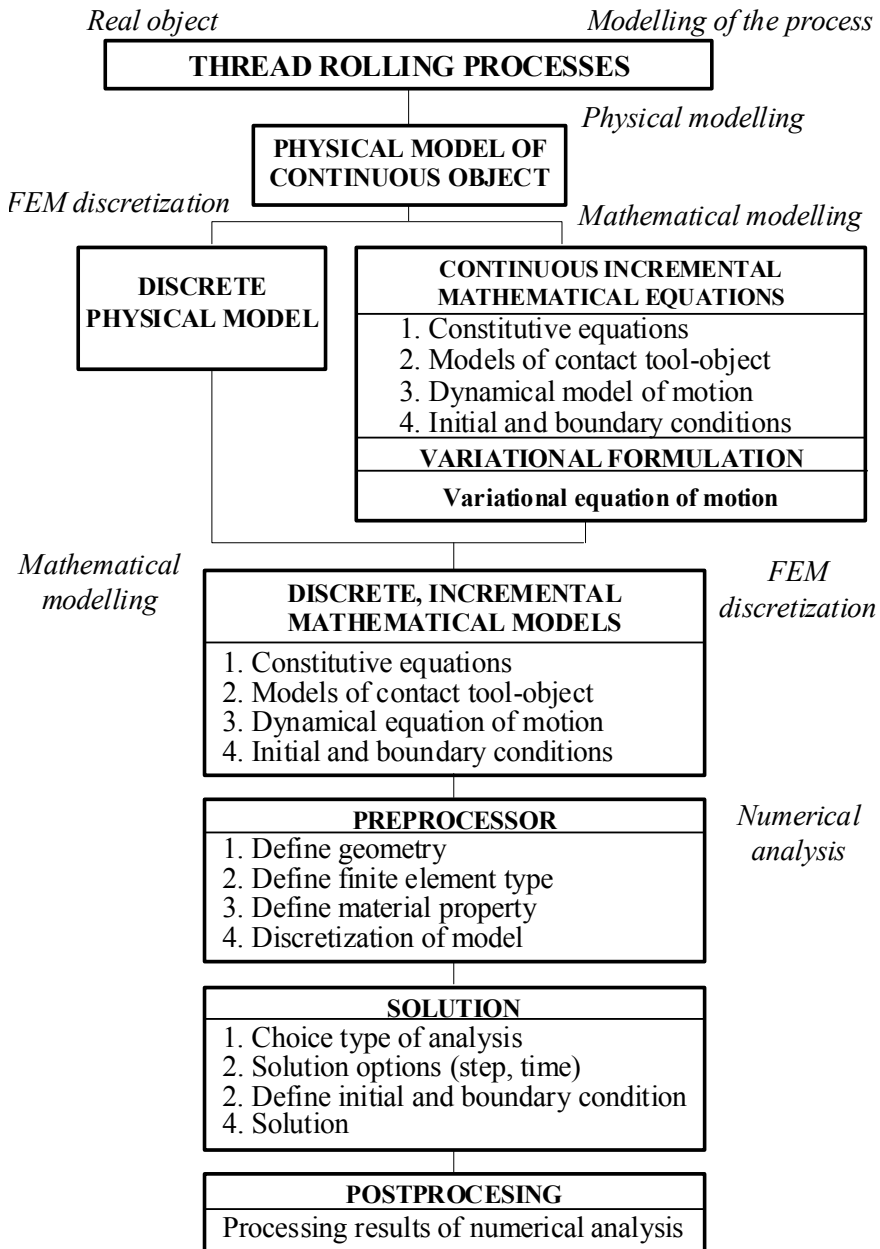


Fig. 8. Scheme of modern modelling and analysis of thread rolling process
Rys. 8. Schemat modelowania i analizy procesu walcowania gwintów

The head is designed to conventional lathes and is fastened in place of the chuck. Head design allows for easy change of force and roller change (Kukielka K. 2009, Kukielka K. 2014, Kukielka L. & Bohdal et al. 2012). The process is beginning with introduce blank into the space between the four head rollers. Then follows contact of blank with rings in introducing part of the rolls. Rotation of the rollers is a result of the force impact, which case their progressive penetration in the work pieces material, which executes feed motion of roller, with compatibility into the rolled thread pitch.

After two rotation of the head follows turning off of the feed motion forced by mechanisms of engine lathes, and further move of the work pieces is self-enforced as a component of the axial rolling force. In the next stage successive rings of the roll are shaping the thread profile, than calibrate profile and finally the gradual unloading of the object in outgoing part of the rollers. In the working zone rolling fluid is given. The cyclic process of gradual loading, forming, calibrating and unloading is repeated until the desired length of thread is received.

In the same way consider the other processes discussed in this paper.

2.2. Computational Model

During the thread rolling process in the workpiece is spatial state of stress and deformation. Therefore, the external thread rolling was admitted as a hollow with a single ring of the roller outline and pipe (Fig. 9).

The workpiece were discretized by 4-noded element type SOLID164 or 8-nodal brick (in the case were rotational degrees of freedom are use) and SHELL162 (inside wall of the pipe), but the tool by element type SHELL162. On the workpiece axis the rotational degrees of freedom on the y and z axis were took off also on the side of the pipe the translational degrees of freedom on the x direction were took off. On the workpiece angular velocity $\omega_t = 120$ rad/s and displacement on the $\mu_y = 0.81$ mm direction were applied. The purpose of numerical simulation were to determine the influence of rotational degrees of freedom on results of numerical analysis.

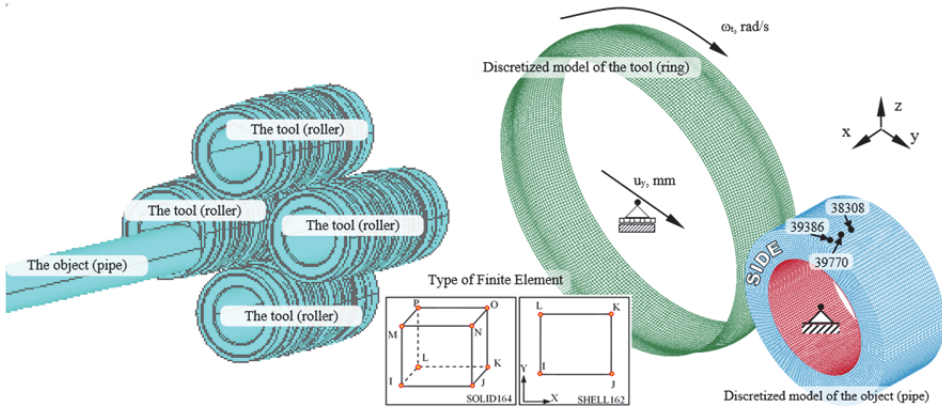


Fig. 9. Exemplary discretized model for the external thread rolling with rope profile $\phi 32 \times 12.7$ mm

Rys. 9. Przykładowy model dyskretny dla procesu walcowania gwintów łukowych o wymiarach $\phi 32 \times 12,7$ mm

2.3. Exemplary Results of Numerical Analysis

Exemplary results of numerical analysis shown maps of effective strain and stresses and component of the normal rolling force at subsequent times are provided in Figure 10.

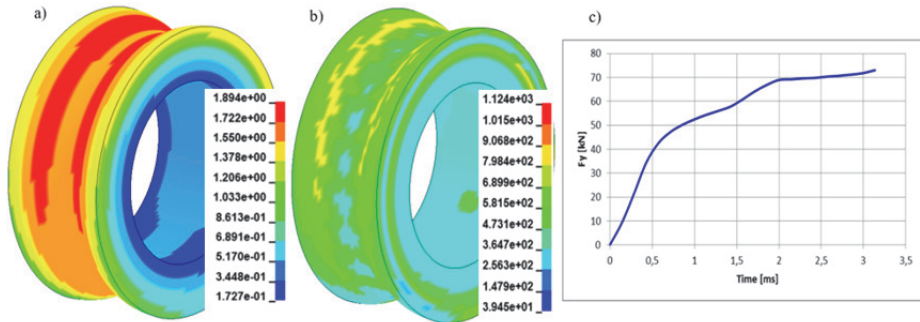


Fig. 10. The maps of effective plastic strain (a), effective plastic stress, MPa (b) after the tread rolling process and calculated rolling force for single ring of roll F_y , kN (c) for external rope thread

Rys. 10. Mapa efektywnych odkształceń plastycznych (a), efektywnych naprężeń plastycznych, MPa (b) w łukowym gwincie walcowanym oraz obliczona siła walcowania dla pojedynczego pierścienia rolki F_y , kN (c)

3. Conclusions

1. Replacement of traditional treatment technologies by plastic forming methods and use of modern methods of modeling and analysis of these technologies with the use of FEM, causes a significant reduction in adverse effects on the environment and improve industrial safety conditions. Developed in Our Department applications in the ANSYS system allow for time analysis of physical phenomena in technological processes: cutting, rolling, burnishing, draw parts. It's possible to carry on numerical analysis for the following data:
 - any geometry object (e.g. roller, sleeve, plane, cone) and tools (sphere, cone, truncated cone, polygon, polyhedron, etc..)
 - any material object and the material grain (any Young's modulus, nonlinear dependence of the plastic properties of material from: the intensity of deformation, the intensity of strain rate and temperature and their history; dependence of the material temperature constants, different models of hardening, etc.)
 - different conditions of friction at contact surface,
 - any horizontal and vertical displacement of the tool in time.
2. Difficulties in designing technology, part make the most commonly used traditional technologies, which are time-consuming and cost-intensive, and adversely impact on the environment and service.
3. The analysis of the literature and the results of studies show that during the comprehensive machining processes occur very complicated physical phenomena that determine the quality of the product. The analysis of the literature on the rolling process, e.g. (Domblesky & Feng 2002, Kukielka K. 2009, Łyczko 2010, Olszak 2008), own studies and computer simulations (Domblesky & Feng 2002, Kukielka K. 2009, Kukielka K. et al. 2014, Kukielka L. & Kukielka K. 2006, Kukielka L. & Kukielka K. 2007, Kukielka L. & Kukielka K. 2012) shown that the technological quality of the rolled thread is depend on the following factors:
 - material factors: Young's modulus, Poisson ratio, initial yield point, plastic hardening modulus, sensitivity on the strain rate, plastic anisotropy, value of border-strain, inclination to brittle cracking.

- geometrical of the object and tool factors: dimensions, surface state and physical state of surface layer (state of stress) of the object after preceded treatment,
 - technological parameters,
 - friction conditions in the contact zones (depends of the kind of lubricant): friction moment, friction forces.
4. Example given modeling and numerical analysis of the rope thread rolling process on pipe may be applied to other parts of processing technologies.
 5. All this allows to facilitate the design of new technologies and improve product quality with less time-consuming and cost-consuming of machining process.

References

- VARDEX (2012). *Advanced Threading Solutions*.
- Bohdal, L., Walczak, P. (2013). Eco-modeling of metal sheet cutting with disc shears. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection)*, 15, 863-872.
- Bohdal, L., Kukielka, L. (2014). Application of variational and FEM methods to the modelling and numerical analysis of guillotining process for geometrical and physical nonlinearity. *Mechanika*, 20/2, 197-204.
- Bohdal, Ł., Kulakowska, A., Patyk, R. (2014). Analysis of Slitting of Aluminum Body Panels in the Aspect of Scrap Reduction. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection)*, 16, 105-114.
- Bohdal, L., Kukielka, L., Kukielka, K., Kulakowska, A., Malag, L., Patyk, R. (2014). Three Dimensional Finite Element Simulation of Sheet Metal Blanking Process. *Mechanics and Materials "Novel Trends in Production Devices and Systems"*, 474, 430-435.
- Chodor, J., Kukielka, L. (2014). Using Nonlinear Contact Mechanics in Process of Tool Edge Movement on Deformable Body to Analysis of Cutting and Sliding Burnishing Processes. *Mechanics and Materials "Novel Trends in Production Devices and Systems"*, 474, 339-344.
- Domblesky J.P., Feng F. (2002). Two-dimensional and three-dimensional finite element models of external thread rolling. *Professional Engineering Publishing*, 216(4/2002), 507-517.
- Forysiewicz, M., Kukielka, L., Gotowala, K. (2016). Finite element simulation of physical phenomena in real conditions of a single grain cutting process. *Novel Trends in Production Devices and Systems "Materials Science Forum"*.

- Kaldunski, P., Kukielka, L. (2014). Numerical Analysis and Simulation of Drawpiece Forming Process by Finite Element Method. *Applied Mechanics and Materials "Novel Trends in Production Devices and Systems"*, 474, 153-158.
- Kleiber, M. (1985). *Finite element method in non-linear solid mechanics* (in Polish). Warszawa: PWN.
- Kukielka, K. (2009). *Modelling and numerical analysis of the states of deformations and stresses in the surface layer of the trapezoidal and round threads rolled on cold* (in Polish). PhD Thesis, Koszalin University of Technology.
- Kukielka, K., Kukielka, L. (2013). *External thread rolling head*. (in Polish) The polish patent No PL402652-A1, PL220175-B1, 4.02.2013.
- Kukielka, K. (2014). Effective numerical model to analyze the trapezoidal thread rolling process with finite element method. (in Polish) *Mechanik*, 11, 156-167.
- Kukielka, K., Kukielka, L., Bohdal, L., Kulakowska, A., Malag, L., Patyk, R. (2014). 3D Numerical Analysis the State of Elastic/Visco-Plastic Strain in the External Round Thread Rolled on Cold. *Applied Mechanics and Materials "Novel Trends in Production Devices and Systems"*, 474, 436-441.
- Kukielka, L. (1994). *Theoretical and experimental foundations of surface roller burnishing with the electrocontact heating*. (in Polish) Book WM, 47. WSI Koszalin.
- Kukielka, L. (1999). Application of the variational and finite element methods to dynamic incremental nonlinear analysis in the burnishing rolling operation. *ESM'99 - Modelling And Simulation A Tool For The Next Millennium, Vol. II*, 221-225.
- Kukielka, L., Krzyzynski T. (2000). New thermo-elastic thermo-viscoplastic material model and its application. *Zeitschrift Fur Angewandte Mathematik Und Mechanik*, 80, supplement: 3, S595-S596.
- Kukielka, L. (2001). Mathematical modelling and numerical simulation of non-linear deformation of the asperity in the burnishing cold rolling operation. *Computational Methods in Contact Mechanics V, Book Series: Computational and Experimental Methods*, 5, 317-326.
- Kukielka, L. (2002). *Bases of engineering research*. (in Polish) Warsaw: PWN.
- Kukielka, L., Kustra, J., Kukielka, K. (2005). Numerical analysis of states of strain and stress of material during machining with a single abrasive grain. *Computer Methods and Experimental Measurements for Surface Effects and Contact Mechanics VII*, Southampton-Boston: WITPRESS, 57-66.

- Kukielka, L., Kukielka, K. (2006). Numerical analysis of the process of trapezoidal thread rolling. *High Performance Structures and Materials III*, Southampton–Boston: WITPRESS, 663-672.
- Kukielka, L., Kukielka, K. (2007). Numerical analysis of the physical phenomena in the working zone in the rolling process of the round thread. *Computer Methods and Experimental Measurements for Surface Effects and Contact Mechanics VIII*, Southampton–Boston: WITPRESS, 125-124.
- Kukielka, L. (2010). New damping of models of metallic materials and its application in non-linear dynamical cold processes of metal forming. *The 13th International Conference Metal Forming 2010, Steel Research International, Toyohashi, 81*, 1482-1485.
- Kukielka, L., Geleta, K., Kukielka, K. (2012). Modelling and Analysis of Non-linear Physical Phenomena in the Burnishing Rolling Operation with Electrical Current. *Steel Research International, Special Edition: 14th International Conference Metal Forming, Kraków*, 1379-1382.
- Kukielka, L., Geleta, K., Kukielka, K. (2012). Modelling of Initial and Boundary Problems with Geometrical and Physical Nonlinearity and its Application in Burnishing Processes. *Steel Research International, Special Edition: 14th International Conference Metal Forming, Krakow*, 1375-1378.
- Kukielka, L., Kukielka, K. (2012). The modern method of modeling and analysis precision machining processes auto parts. (in Polish) *Environmental aspects of the use of new technologies in transport, Book of Mechanical Engineering*, 235, Mechanical Faculty, Koszalin University of Technology, 109-128.
- Kukielka, L., Kukielka, K., Kulakowska, A., Patyk, R., Malag, L., Bohdal, L. (2014). Incremental Modelling and Numerical Solution of the Contact Problem between Movable Elastic and Elastic/Visco-Plastic Bodies and Application in the Technological Processes. *Applied Mechanics and Materials "Novel Trends in Production Devices and Systems"*, 474, 159-165.
- Kukielka, L., Bohdal, L., Chodór, J., Forysiewicz, M., Geleta, K., Kałduński P., Kukielka, K., Patyk, R., Szyk, M. (2012). Numerical analysis of selected processes precision machining of automotive parts. *Environmental aspects of the use of new technologies in transport, Book of Mechanical Engineering*, 235, Mechanical Faculty, Koszalin University of Technology, 129-194.
- Kukielka, L., Szczesniak, M., Patyk, R., Kulakowska, A., Kukielka, K., Patyk S., Gotowala, K., Kozak, D. (2016). Analysis of the states of deformation and stress in the surface layer of the product after the burnishing cold rolling operation. *Novel Trends in Production Devices and Systems "Materials Science Forum"*.

- Kulakowska, A., Patyk, R., Kukielka, L. (2009). Numerical analysis and experimental researches of burnishing rolling process of workpieces with real surface. *WMSCI 2009 – The 13th World Multi-Conference on Systemics, Cybernetics and Informatics, Jointly with the 15th International Conference on Information Systems Analysis and Synthesis, ISAS*, 2, 63-68.
- Kulakowska, A., Kukielka, L., Kukielka, K., Malag, L., Patyk, R., Bohdal, L. (2014). Possibility of steering of product surface layers properties in burnishing rolling process. *Applied Mechanics and Materials “Novel Trends in Production Devices and Systems”*, 474, 442-447.
- Kulakowska, A., Patyk, R., Bohdal, L. (2014). Application of Burnishing Process in Creating Environmental Product. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection)*, 16, 323-335.
- Łyczko, K. (2010). *External thread rolling technology*. (in polish) Warszawa: WNT.
- Malag, L., Kukielka, L., Kukielka, K., Kulakowska, A., Patyk, R., Bohdal, L. (2014). Problems Determining of the Mechanical Properties of Metallic Materials from the Tensile Test in the Aspect of Numerical Calculations of the Technological Processes. *Applied Mechanics and Materials “Novel Trends in Production Devices and Systems”*, 474, 454-459.
- Myslinski, P., Precht, W., Kukielka, L, et al. (2004). A possibility of application of MTDIL to the residual stresses analysis – The hard coating-substrate system. *Journal Of Thermal Analysis And Calorimetry*, 77(1), 253-258.
- Olszak, W. (2008). *Machining*. (in polish) Warszawa: WNT.
- Patyk, R., Kukielka, L. (2008). Optimization of geometrical parameters of regular triangular asperities of surface put to smooth burnishing. *The 12th International Conference Metal Forming 2008, Steel Research International, Kraków*, 2, 642-647.
- Patyk, R. (2010). Theoretical and experimental basis of regular asperities about triangular outline embossing technology. *The 13th International Conference Metal Forming 2010, Steel Research International, Toyohashi*, 81, 190-193.
- Patyk, R., Kulakowska, A., Bohdal, L. (2010). Environmental, Economic and Exploitation Aspects of the Use of Burnishing Rolling Treatments. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection)*, 16, 351-362.
- Patyk, R., Kukielka, L., Kukielka, K., Kulakowska, A., Malag, L., Bohdal, L. (2014). Numerical Study of the Influence of Surface Regular Asperities Prepared in Previous Treatment by Embossing Process on the Object Surface Layer State after Burnishing. *Applied Mechanics and Materials “Novel Trends in Production Devices and Systems”*, 474, 448-453.

- Piecuch, I., Piecuch, T. (2011). Teaching About the Environment - It Is Never too Early and It Is Never too Late. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection)*, 13, 711-722.
- Piecuch, I., Piecuch, T. (2013). Environmental Education and Its Social Effects. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection)*, 15, 192-212.
- Szyc, M. (2014). *Modeling and simulation of the geometrical structure of the process of shaping the surface of the steel burnishing by dynamic spherical pellet*. (in Polish) PhD Thesis, Koszalin University of Technology.
- Zienkiewicz, O.C., Taylor, R. L. (2000). *The finite element method, vol. 1 – The Basis*. United Kingdom: Butterworth-Heinemann.

Ekologiczne aspekty implementacji nowoczesnych metod obróbki części maszyn

Streszczenie

Artykuł dotyczy propozycji wyeliminowania niekorzystnego oddziaływania na środowisko i poprawienia warunków BHP obsługi, powodowanych przez tradycyjne technologie wytwarzania części maszyn. Cel ten autorzy proponują osiągnąć w dwóch etapach. W etapie pierwszym należy zastąpić tradycyjne wytwarzania części maszyn, które są energo- i czasochłonne, takie jak: toczenie, frezowanie, szlifowanie, które należą do tzw. obróbek ubytkowych (inaczej wiórowych), metodami nowoczesnymi takimi jak walcowanie, nagniatanie gładkościowe i umacniające, które należą do tzw. obróbek bezubytkowych (inaczej bezwiórowych). Oprócz zmniejszonego oddziaływania na środowisko i poprawę warunków BHP, dodatkowo uzyskuje się znaczne zmniejszenie kosztochłonności i pracochłonności procesu, przy jednoczesnym wzroście jakości wytwarzanych części. W drugim etapie, dalsze zmniejszenie niekorzystnego oddziaływania na środowisko i poprawę warunków BHP, można uzyskać zastępując tradycyjne metodyki projektowania technologii nowoczesnymi metodami symulacji komputerowej. Dotyczy to głównie bardzo kosztownych badań eksperymentalnych prowadzonych w celu określenia warunków realizacji procesu technologicznego. Podano propozycję realizacji takiego przedsięwzięcia na przykładzie zastąpienia technologii toczenia gwintu o zarysie łukowym o dużym skoku technologią walcowania.

Abstract

The article concerns the proposal to eliminate the adverse impact on the environment and improve service conditions of industrial safety, caused by the traditional technologies of production of the machine parts. This aim is achieved in two stages proposed by the authors. In the first stage should be the traditional technologies of machine parts, such as turning, boring, drilling, threading, milling, grinding, which belong to the so-called machining, which are harmful to the environment and servicing also energy- and time-consuming to replace by modern methods of plastic forming such as rolling, smooth burnishing and strengthen that belong to the so-called chipless treatments. In addition to the reduced impact on the environment (reduction of material waste, better lubrication management), increase industrial safety, in addition achieved a significant reduction cost-consuming (reduced energy consuming) and labour-intensive process while increasing tool life and quality of manufactured parts. In the second stage, further reducing the adverse impact on the environment and improve industrial safety, it can be received by replacing the traditional design implementation methodology by modern methods of technology, which use computer simulation. In this article is proposed to replace traditional method of reducing adverse impact on environment is concerned mainly on very expensive experimental studies conducted to determine the conditions of the (technological parameters) technological process. The proposal on the example for such realization in round thread turning process, replaced by thread rolling process.

Słowa kluczowe:

ochrona środowiska, nowoczesne technologie, obróbka bezwiórowa, symulacja numeryczna, zmniejszone zapotrzebowanie na energię

Keywords:

environment protection, modern technologies, metal chipless treatments, numerical simulations, reduced energy consuming



Current state, Improvements and Latest Trends in Coal Preparation in Poland

Wiesław S. Blaschke, Józef Szafarczyk, Ireneusz Baic
Institute of Mechanised Construction and Rock Mining
Branch Katowice

1. Introduction

Poland is the largest coal producer in Europe. In 2014 the coal output of steam coal amounted to 60.3 million tonnes and 12,3 million tonnes of coking coal. Poland also has the largest coal resources. They amount to 52.0 billion tonnes (resources supposed economic), but the amount of economic reserve base is deemed to be 3.7 billion tonnes.

The developed deposits amount to 19.8 billion tonnes (resources supposed economic) including 3.7 billion tonnes deemed to be economic reserve base. Steam coal resources amount to 11.6 billion tonnes (resources supposed economic), and 2.2 billion tonnes are deemed to be economic reserve base. However, coking coal resources amount to 8.1 billion tonnes resources supposed economic, of which 1.5 million tonnes are deemed to be economic reserve base. (Minerals Yearbook of Poland 2015). Recoverable resources of Poland are located up to the depth of 1250-1300 m. Coal extraction is conducted at depths from 400 to 1050 m.

Coal can be found in two regions in Poland (fig.1). These are the Upper Silesian Basin and the Lublin Basin (Balance of minerals 2015; Blaschke & Baic 2013).

The Upper Silesian Coal Basin (GZW) is the largest coal mining centre in Poland. The most productive coal deposits are within mine-field boundary of the coal mines. Coal has been mined in this area for over 300 years. Coal seams with thickness most convenient for mining and located in good mining and geological conditions have already been

mostly mined. The Basin constitutes. The Basin constitutes a single entity together with the Ostrava-Karvina area (in the Czech Republic). The entire surface area of the basin is about 5,400 km² of which 4,450 km² lies in Poland. In the productive series, the seams are 1.0-1.5 m thick, but some seams reach thickness ranging from a few meters to more than a dozen meters.

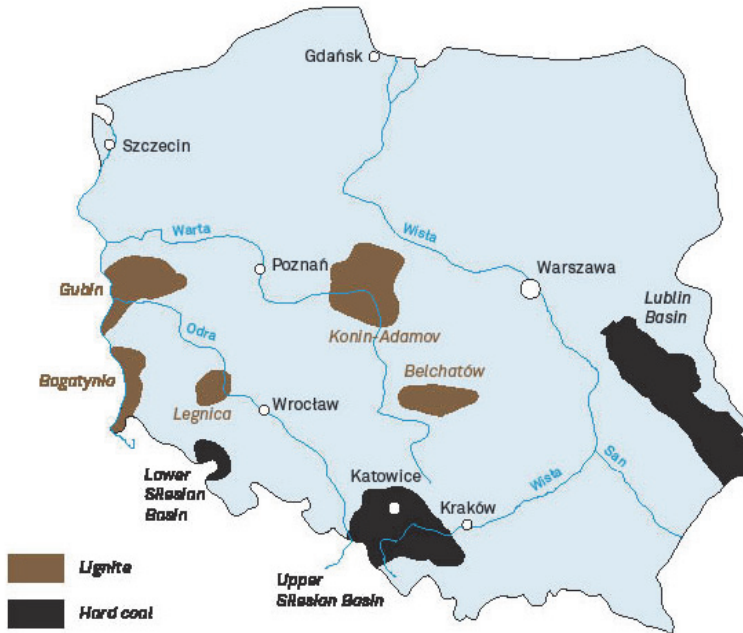


Fig 1. Occurrence of hard coal deposit in Poland

Rys. 1. Lokalizacja zasobów węgla kamiennego w Polsce

The Lublin Coal Basin (LZW), located in the east of Poland, covers an area of 4,630 km². It is about 180 km long and 20-40 km wide. The depth of bedding of seams does not exceed 750 m. The productive series contains more than ten seams (up to 18). The thickness of the seams ranges from 0.8 to 2.5m (and rarely more than 3 m).

The Lower Silesian Coal Basin (DZW) is about 60 km long and 30 km wide. The northern part of the Basin belongs to Poland and the southern part to the Czech Republic. There are up to 50 coal seams in the Basin and they mainly contain coking coal. Coal was once mined from

four mines, but due to a very difficult mining and geological conditions and very high costs of coal mining, the mining of coal reserves in this Basin has been abandoned.

In the Upper Silesian Coal Basin the following coal companies operate (the status as in a mid of 2015):

- Kompania Węglowa S.A. (up to 01.05.2016 Polish Minnig Group) – with its coal mines: „Jankowice”, „Chwałowice” „Rydułtowy – Anna”, „Marcel”, „Bolesław Śmiały”, „Piaś”, „Halemba – Wirek”, „Bielszowice”, „Ziemowit”, „Pokój”, „Sośnica”;
- Katowicki Holding Węglowy S.A. – with coal mines: „Mysłowice-Wesoła”, „Murcki-Staszic”, „Wieczorek”, „Wujek”;
- Węglokoks Kraj Sp. z o.o. – with coal mines: „Piekary”, „Bobrek”;
- Jastrzębska Spółka Węglowa S.A. – with coal mines: „Borynia-Zofiówka-Jastrzębie”, „Budryk”, „Krupiński”, „Pniówek”, „Knurowszczygłowiec”;
- Turon Wydobyćcie S.A. – with coal mines: „Sobieski”, „Janina”, „Brzeszcze”;
- LW „Bogdanka” S.A. – operating on one mine.

There are exist also the following small mines:

- PG„Silesia” Sp. z o.o. – property of a Czech coal company;
- Siltech Sp z o.o. – private mine;
- ECO-PLUS Sp. z o.o. – private mine;
- Spółka Restrukturyzacji Kopalń S.A. – preliminarilly aimed for liquidation of unprofitable coal mines, nevertheless currently operates 4 mines: „Centrum”, „Makoszowy”, „Mysłowice”, „Kazimierz Juliusz”, for which there is no final decision about their future.

2. Basic Production Statistics

2.1. Overall coal production (5 year trend)

The coal production in the Poland has been decreasing for the past five years. As shown in Table 1, coal production over the last 3 years (2012-2014) has decreased 9% from nearly 79.2 million tons to 72.5 million tons. Further reductions of 4-6% are forecast for next year (2016).

Table 1. Production data for Polish Coal Industry**Tabela 1.** Wydobywanie węgla w Polsce

Year	2011	2012	2013	2014	2015
Total production [Mg]	75 668 000	79 234 000	76 466 000	72 514 000	72 193 000
Steam coal [Mg]	64 232 000	67 496 000	64 351 000	60 226 000	59 208 000
Coking coal [Mg]	11 436 000	11 738 000	12 115 000	12 288 000	12 985 000

Table 2. Structure of steam coal production**Tabela 2.** Struktura produkcji węgla energetycznego

Year	2011	2012	2013	2014	2015
Steam coal [Mg]	64 232 000	67 496 000	64 351 000	60 226 000	59 208 000
Coarse coals	6 770 000	5 957 000	6 214 000	5 164 000	4 441 000
Medium size coals	2 842 000	2 541 000	2 719 000	2 317 000	2 191 000
Fine coals	52 558 000	57 846 000	53 679 000	51 644 000	51 333 000
Others	2 061 000	1 152 000	1 738 000	1 101 000	1 243 000

Table 3. Sale data for Polish Coal Industry**Tabela 3.** Sprzedaż węgla w Polsce

Year	2011	2012	2013	2014	2015
Total sale [Mg]	76 215 000	71 936 000	77 496 000	70 305 000	73 556 000
Steam coal [Mg]	64 945 000	60 538 000	64 938 000	57 998 000	60 607 000
Coking coal [Mg]	11 270 000	11 398 000	12 558 000	12 307 000	12 949 000

2.2. Washed production

Approximately 60% of the Polish coal production is washed with some form of coal preparation. The saleable coal has the following quality parameters:

- coking coal – ash content varies from 5.4% to 8.8% (average 6.8%) and sulphur content varies from 0.51% to 0.89% (average 0.67%);
- steam coal for the power industry – the net calorific value ranges from 15.4 kJ/kg to 25.4 kJ/kg, ash content ranges from 9.9% to 30.1% (average 22.4%) and sulphur content from 0.56% to 2.59% (average 0.83%).

In Poland some power stations are adapted to burn raw coal (non-prepared coal) – its net calorific value can be 19.2 MJ/kg, and sometimes even less whereas the ash content can be up to 26%, and the sulphur content of 1.57%.

2.3. Number of plants

Coal companies	Number of CPP	Capacity [tph]	Range of size mm	Washed production [million Mg]	Type/Distribution of circuits
Kompania Węglowa S.A. (Polish Mining Group S.A.) ¹⁾	20	600-2,100	20-0 (85 %) >20 (15%)	~14.4	vibration screens, jaw crushers (20), dense medium washer (18), grain jigger (2), jig washer (14), dense medium cyclone (1), hydrocyclone (6), spirals separator (4), flotation (7)
Katowicki Holding Węglowy S.A. ¹⁾	5	600-1,600	20-0 (78 %) >20 (22%)	~3.2	vibration screens, jaw crushers (5), dense medium washer (5), jig washer (1)
WEGLOKOKS KRAJ Sp. z o. o.	2	1,500	20-0 (90 %) >20 (10%)	~0.5	vibration screens, jaw crushers (2), dense medium washer (2), jig washer, Barrel washer (2)
JSW S.A.	8	800-1,600	20-0 (98 %) >20 (2%)	~12.3	Bradford drum crushers, dense medium washer (8), jig washer (8), flotation (8)
TAURON Wydobywcie S.A.	2	900	20-0 (80 %) >20 (20%)	~2.9	vibration screens, jaw crushers (2), dense medium washer (2), jig washer (2), spirals separator (2)
LW "Bogdanka" S.A.	1	2,400	20-0 (85 %) >20 (15%)	~7.4	vibration screens, jaw crushers (2), dense medium washer (2), jig washer (2)
PG "Silesia" Sp. z o. o.	1	575	20-0 (82 %) >20 (18%)	~1.2	vibration screens, jaw crushers (1), dense media washer (1), dense medium cyclone (1)
TOTAL	39	~ 1,000	-	~41.9 (~60%)²⁾	vibration screens, jaw crushers (40), dense medium washer (38), grain jigger (2), jig washer (29), dense medium cyclone (2), hydrocyclone (6), spirals separator (6), flotation (15)

1) estimates data

2) depends on quality of raw fine coal and demands quantity of energy producers

3. Significant Industry Changes in Last 3 Years

3.1. Technological, Environmental + Economic Developments

The main changes in last 3 years: (Blaschke et al. 2010, Baic & Witkowska 2011, Baic 2013)

- setting in order and improvement of particular process circuits:
 - reconstruction of the raw coal preparation station,
 - modernisation heavy-media separation system,
 - modernisation of the jig wash,
 - elimination of the flotation concentrate drying plant,
 - construction of a flocculator measurement installation,
 - modernisation of the dispatcher system,
 - modernisation of the dust separation system,
- implementation of more efficient dewatering technologies for fine coal to improve the quality of the products and maximise the reduction of slimes disposal outside the water-slurry circuits,
- modern arrangements for preparation of power mixtures,
- up to date instrumentation of key technological circuits with electronic monitoring measurement equipment:
 - construction of electronic samplers for saleable coal,
 - construction of electronic analysers for qualification of basic qualitative parameters.

3.2. Impact on coal preparation segment in future

Quality parameters of coal depend of properties of seams being worked, coal quality in seams and applied exploitation system. Extraction of coal in future from mining reserves off deep coal seams increasing impurities in ROM and changing legal environment regulation, obligatory control of parameters of solid fuels undertaken by government are the main factors which have a major impact on coal preparation sector.

4. Improvements

4.1. Research & Development Needs (Blaschke & Szafarczyk 2013)

- Developing new analyzers of ash, sulphur and moisture contents, which are more accurate for measuring on clean coal, middlings and wastes.

- Automation and process control systems for devices of coal preparation technologies to increase productivity and efficiency.
- Developing a new method to achieve a quick and accurate date of characterization of coal quality in terms of washability.
- Improving dewatering of finest grains coal (below 0,063 mm) to reduce the load on closed water-slurry systems.
- Introduction to industrial practice dry coal cleaning technology (deshaling) on FGX series compound (Baic 2015, 2015a).
- New alternative utilization waste of mining.

4.2. Efficiency

Technological possibilities of reducing the cost of preparation through the implementation of CMMS (Computerised Maintenance Management System) and PIMS (Production Information Management Systems), which includes: area of forecasting the quality of production, planning and integration of the extraction process with the preparation and sales process.

4.3. Productivity

Further activities for mechanization and automation of operations and processes in order to reduce labour expenses and improve process performance.

4.4. Safety

- reduce the risks related to exposure to harmful and dangerous factors by reducing the emission of noise, dust, vibration, etc. derived from the use of machines and other means of production,
- reducing the exposure time of these factors on workers.

4.5. Water Usage

- further reduce water consumption by simplifying the water-slurry circuits
- improving the efficiency of processes especially clarifying water, thickening and dewatering of products,
- reduction of water losses related to the operation of the settling ponds,

- reduction of the duration of wet processes limiting the grains contact with water,
- use of the underground water as the medium for conducting wet processes in a closed water-slurry system,
- implementing of dry separation technology of raw coal.

5. Plant Design

Actually many preparation plants in many cases are modernized. The main goals are to improve and modernize the entire coal processing technology (transport systems, enrichment in jigs washer, enrichment in dense medium washer etc.) for ensuring production high quality coal.

5.1. Typical circuits (Blaschke 2000, Blaschke & Gawlik 2006)

A typical technological flow sheet of washing +20 mm steam coal is presented in fig. 2. while fig. 3 presents the flow sheet of a modern plant for washing and desulfurization of fines. A typical technological flow sheet of coking coal washing is presented in fig. 4.

5.2. Latest trends

- replacement of thermal drying for mechanical dewatering, which reduce the emission of dust and gases into the atmosphere and consumption of coal or other fuels for their own needs or to reduce employment,
- automation of coal preparation process for the regulation parameters enrichment, changing transport system and method for storing (system of selective storage saleable coal),
- increased production of environmentally friendly coal,
- employment optimization,
- automation and visualization of production processes to help reduce employment and cost of processing.

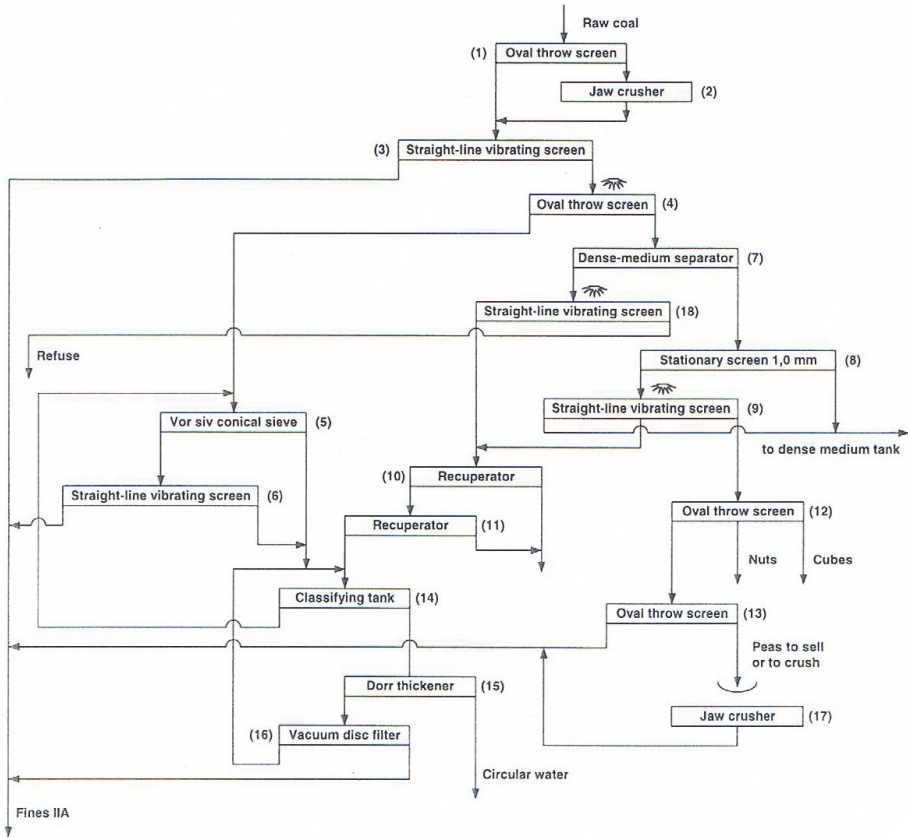


Fig. 2. Flow sheet of steam coal preparation plant

Rys. 2. Schemat technologiczny zakładu przeróbki węgla energetycznego

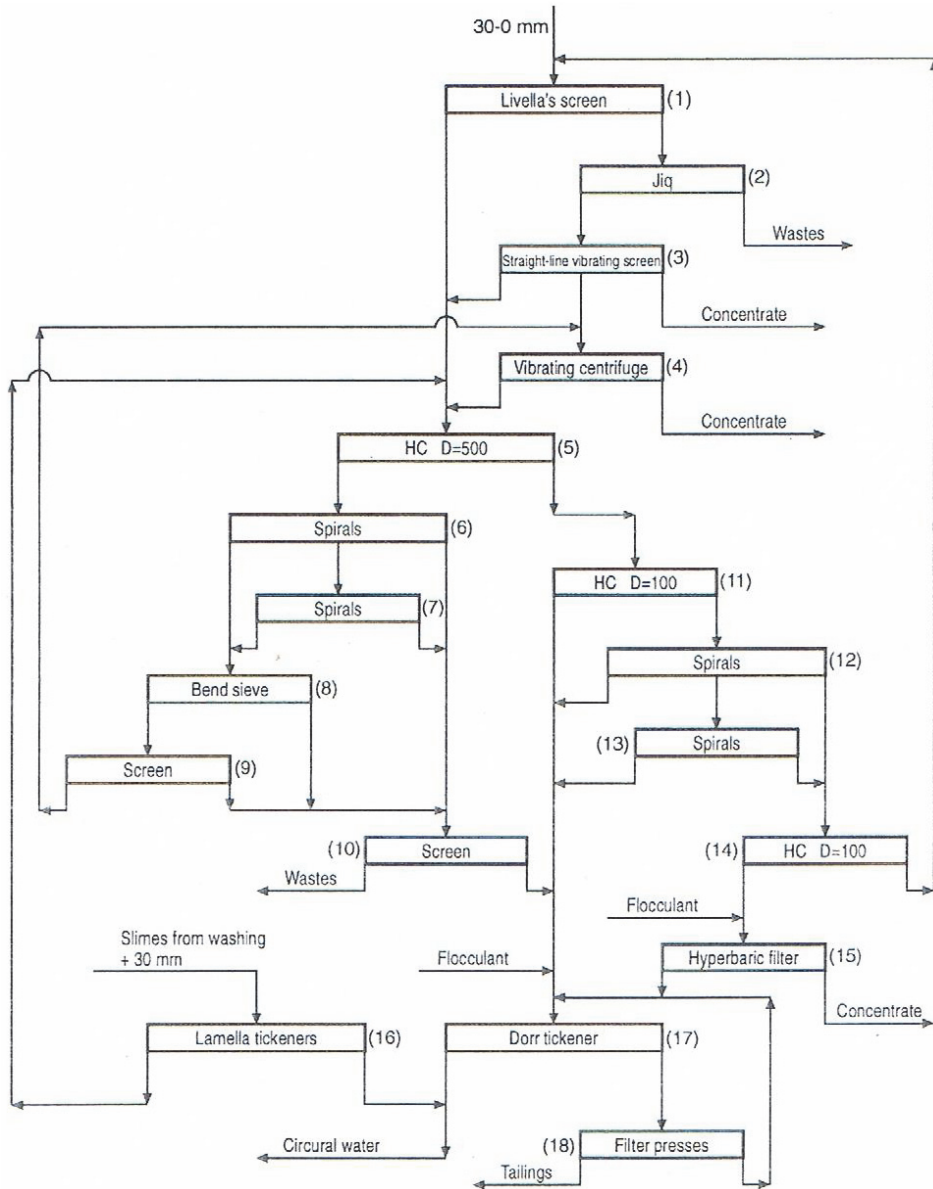


Fig. 3. Flowsheet of coal fines preparation and desulphurization process
Rys. 3. Schemat technologiczny zakładu wzbogacania i odsiarczania miąłw węglowych

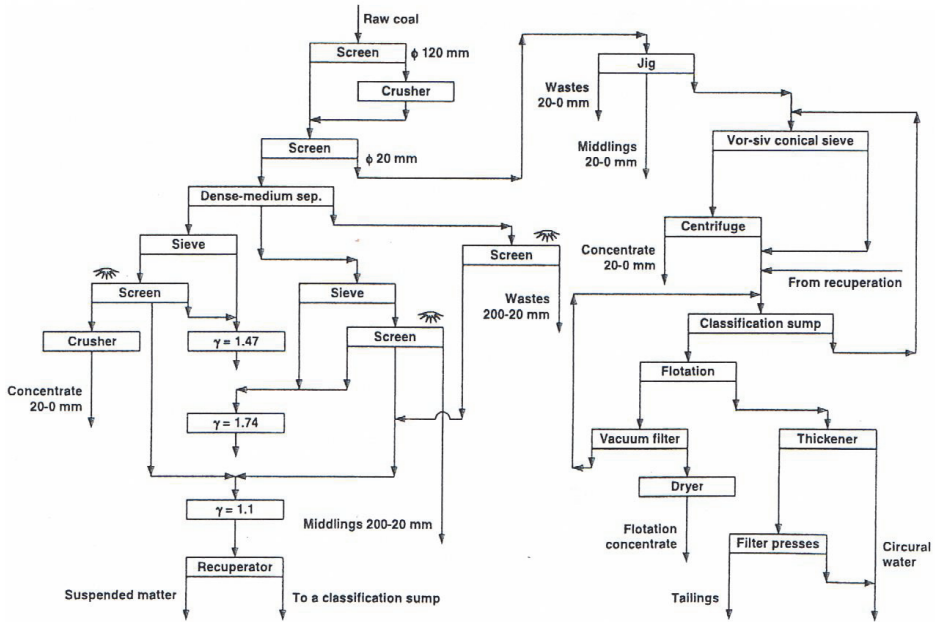


Fig. 4. Flowsheet of the coking coal preparation plant

Rys. 4. Schemat technologiczny zakładu przeróbki węgla koksowego

6. Conclusions

Coal preparation plants existing in the mines fulfil their task with regard to efficiency and technology. However, they require successive modernisation activities and investments to improve particular process circuits and reduce production costs. There is need to improve coal quality monitoring and stability of the feed quality and products of coal preparation with particular attention paid to the variety of marketable grades.

References

- Baic, I. (2013). Technologies of hard coal mining waste management – results of the FORESIGHT OGWK Project. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 15, 1899-1915.
- Baic, I., Blaschke, W., Góralczyk, S., Szafarczyk, J., Buchalik, G., (2015). A new method for removing organic contaminants of gangue from raw coal. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 17, 1274-1285.

- Baic, I., Blaschke, W., Sobko, W. (2015a). Research on steam coal deshaling on air concentration table. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 17, 958-972.
- Baic, I., Witkowska-Kita, B. (2011). Hard coal mining waste management technologies – diagnosis of current development, innovativeness evaluation and SWOT analysis. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 13, 1315-1325.
- Balance of minerals in Poland and in the world.* (2015). Warsaw: IGSMIE PAN Kraków, PIG-PIB.
- Blaschke, W.S. & Baic, I. (2013). Coal and Lignite Mining in Poland. In: *The Energy Sector will be the Leading Sector of Growth*. Turkey Keyword. Ankara. Turkey. 114-115.
- Blaschke, W.S. & Gawlik, L. (2006). Current Situation & Development Prospects of Coal Preparation in Poland. *CPSA Journal. The Magazine by the Coal Society of America*, 5(2).
- Blaschke, W.S., Gawlik, L., Blaschke, S.A. (2010). Coal Preparation Technologies in Poland. *CPSA Journal. The magazine by the Coal Preparation Society of America*, 9(1).
- Blaschke, W.S. & Szafarczyk, J. (2013). Current Situation of Coal Preparation in Poland. In: *Proceedings of the 17th International Coal Preparation Congress*. Istanbul. Turkey.
- Blaschke, Z. (2000). Coal preparation in Poland; Present practice and future. In: *Proceedings of the American-Polish Mining Symposium "Mining in the Millenium – Challenges and Opportunities"*. Las Vegas, Nevada, USA, Balkema. Rotterdam Brookfield. 231-236.
- Minerals Yearbook of Poland.* (2015). Warsaw: PIG-PIB.

Stan aktualny, modernizacje oraz najnowsze trendy w przeróbce węgla w Polsce

Streszczenie

W artykule przedstawione zostały informacje o występowaniu węgla kamiennego w Polsce. Omówione zostały dwa zagłębienia węglowe, w których obecnie prowadzona jest eksploatacja podziemna węgla kamiennego: Lubelskie Zagłębienie Węglowe (LZW) i Górnśląskie Zagłębienie Węglowe (GZW). Dla tych zagłębi węglowych zaprezentowane zostały dane o obszarze, budowie geologicznej oraz o typach i średnich parametrach jakościowych eksploatowanych węgli (zawartość popiołu, zawartość siarki, wartość opałowa itp.). W artykule przedstawiono również dane odnośnie produkcji, struktury oraz wielkości sprzedaży węgla kamiennego w Polsce w latach 2011-2015, a także wielkości produkcji pod-

danej wzbogacaniu oraz ilości zakładów przeróbki węgla z informacją o wydajności i rodzaju zastosowanych urządzeń. Zaprezentowano także wykaz istotnych zmian w zakładach przeróbki węgla w okresie ostatnich trzech lat z podziałem na technologiczne, środowiskowe i ekonomiczne. W artykule zamieszczono również wykaz niezbędnych do wdrożenia udoskonaleń w obszarze: rozwiązań technologicznych, efektywności, produktywności, bezpieczeństwa oraz zużycia wody. Zaprezentowano również obecne trendy w wzbogacaniu węgla.

Na tym tle przedstawiono również problemy związane z przeróbką węgla kamiennego w Polsce. Opisane zostały schematy technologiczne typowych zakładów przerobczych (w Polsce funkcjonują różne układy technologiczne wzbogacania węgla energetycznego i koksowego). Omówiono wzbogacanie węgla grubych, średnich i drobnych.

Abstract

The article presents information on the occurrence of hard coal in Poland. Two coal basins are described, in which underground coal mining is currently taking place: the Lublin Coal Basin (LZW) and the Upper Silesian Coal Basin (GZW). For these two coal basins, general information is given concerning geological resources and their structure, as well as the types and average quality properties of the extracted coal. The paper also presents data on the production, structure and sale data for Polish Coal Industry in 2011-2015, washed production and number of coal preparation plant with capacity and type of circuit. It also presents a list of significant changes in coal preparation plants in the past three years in terms of: technological, environmental and economic. The article also contains a list of necessary improvements in the area: technology, efficiency, productivity, safety, and water consumption. Also presented the last trends in the enrichment of coal

On the background of this information some issues of hard coal preparation in Poland are presented. Technological layouts of typical preparation plants are shown (in Poland, different technological systems are used for preparation of steam coal and coking coal). Beneficiation of large, medium and fine coal is discussed.

Słowa kluczowe:

produkcja węgla kamiennego, zasoby węgla kamiennego, węgiel energetyczny, węgiel koksowy, wzbogacanie i odsiarczanie miałów węglowych

Keywords:

coal production, coal resources, steam coal, coking coal, preparation and desulphurization of fine coal



Determination of Energy Expenditure in the Drawing Process in the Aspect of Environment Protection

*Paweł Kalduński, Łukasz Bohdal, Jarosław Chodór,
Agnieszka Kułakowska, Radosław Patyk
Koszalin University of Technology*

1. Introduction

In the present-day production and operations, efforts are undertaken to obtain the highest efficiency possible, to reduce manufacturing time and to minimize energy expenditure, and to minimize waste (Bohdal et al. 2014, Bohdal & Walczak 2013, Kaldunski 2016, Kukielka & Kukielka 2013, Kukielka et al. 2005). Efficiency is frequently connected with energy expenditure. In mass production and large series production, a reduction of energy expenditure related to a given process results in an increased durability of tools and machinery as well as savings of electricity. In the case of drawing of circular and symmetrical products, a reduction of energy expenditure is understood to be a decrease of the maximum drawing force. This can be in parallel with a reduction of the total work required to transform a flat disc into a cylindrical element with a bottom. For this purpose, it is necessary to use an optimal die block profile that ensures minimization of force and work. It is also necessary to guarantee adequate friction conditions. The friction coefficient of the contact between the metal sheet and the die block should tend to 0, while the friction coefficient between the drawing stamp should be as large as possible. This will prevent the product from an excessive elongation of its side walls and of the transition area of the bottom into the side wall. One of the options to determine the maximum drawing force and the total

drawing work is to conduct a drawing test including the possibility to register force in the displacement function. Another option is to develop a numerical analysis and to carry out a computer simulation (Bohdal & Kukielka 2014) of the drawing process.

The present study contains the results from the numerical analyses conducted for five various die block profiles. For each of the die block profiles, three simulations were conducted with the use of materials models: bilinear, powerlaw and Barlat anisotropic models (Kaldunski & Kukielka 2010, Kaldunski & Kukielka 2014). A numerical measurement was made of the drawing force in the stamp path function. Based on this, the total work was computed required to form a good quality product. The numerical results were compared with the experimental results.

2. Model and conditions of the process

The numerical analyses were developed in the Ansys/Ls-Dyna software with an explicit method. The following were used: a bilinear type materials model with linear elasticity characteristics and linear plasticity, a model with powerlaw characteristics and a Barlat model that takes into account anisotropy on 3 main directions and 3 tangent directions (Chodor et al. 2011, Chodor & Zurawski 2015, Chodor & Kukielka 2012, Kukielka & Chodor 2007). The process was treated as isothermal and quasi-static, i.e. it was accepted that the strain speed has no influence on strain and stress forces.

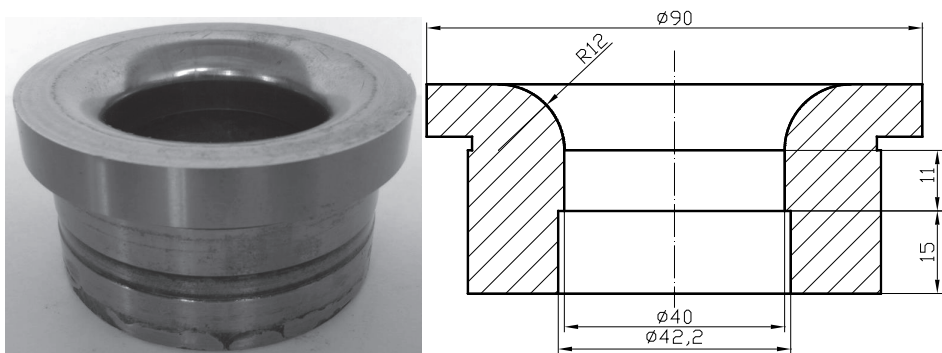


Fig. 1. Die block with 12 mm area rounding

Rys. 1. Matryca o promieniu powierzchni roboczej 12 mm

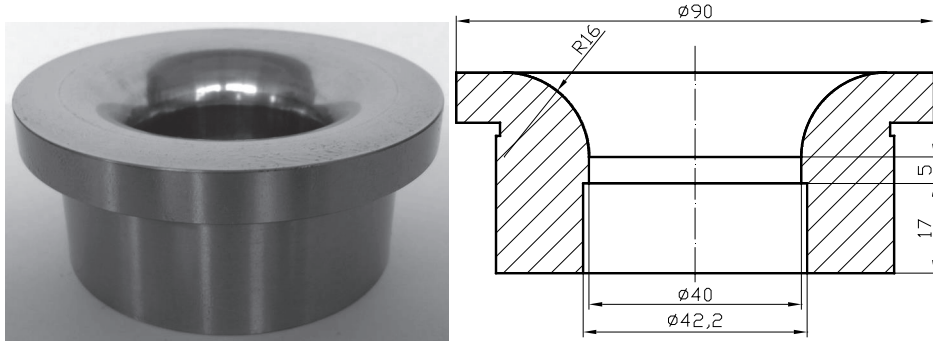


Fig. 2. Die block with 16 mm area rounding

Rys. 2. Matryca o promieniu powierzchni roboczej 16 mm

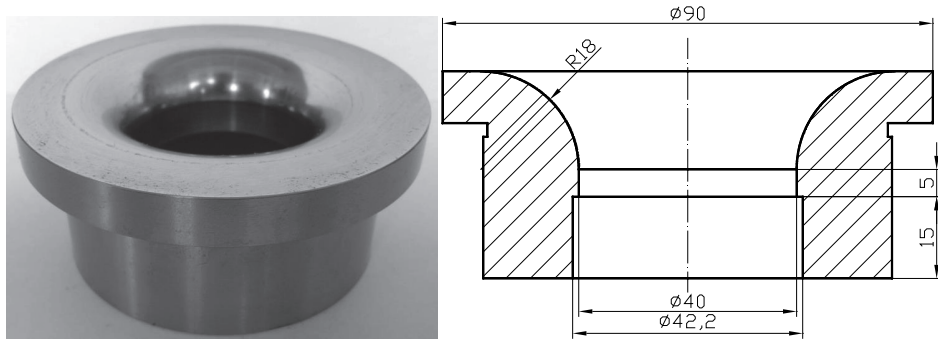


Fig. 3. Die block with 18 mm area rounding

Rys. 3. Matryca o promieniu powierzchni roboczej 18 mm

Figure 4 includes a curvilinear die block, while Figure 5 includes a cone die block.

DC01 metal sheet was accepted as the material for drawing. Its characteristics was determined based on stretching of a flat three-stage sample on a drawing press (Kukielka et al. 2009). The tools, i.e. the stamp and the die block, were modeled as non-deformable bodies. Furthermore, the tools were discretized with shell type finite elements, while the metal sheet for drawing was discretized with solid type elements. The simulation and experimental tests were conducted for the following conditions:

$D_0 = 70 \text{ mm}$ - disc diameter

$g_0 = 2 \text{ mm}$ - disc thickness

$d_m = 40 \text{ mm}$ - die block diameter

$d_{st} = 34,7 \text{ mm}$ - stamp diameter

$r_{st} = 4 \text{ mm}$ - stamp rounding

Three die blocks were used with area rounding as follows: 12 mm (Fig. 1), 16 mm (Fig. 2) and 18 mm (Fig. 3).

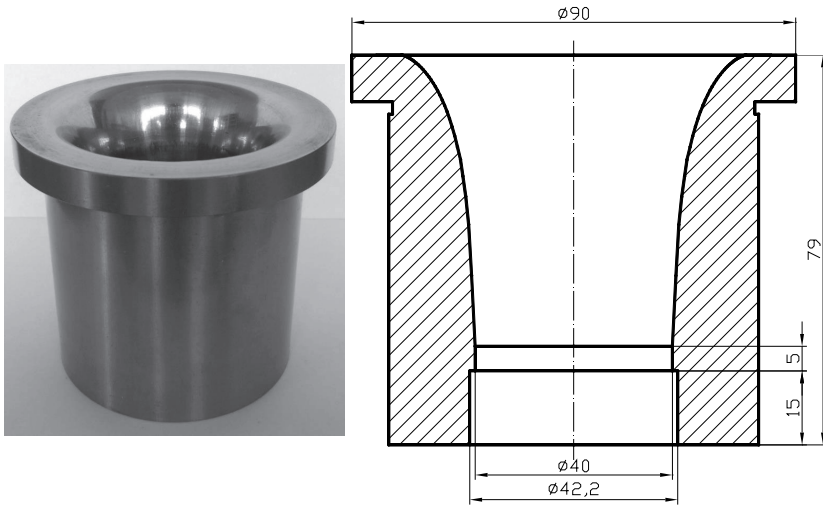


Fig. 4. Curvilinear die block

Rys. 4. Matryca krzywoliniowa

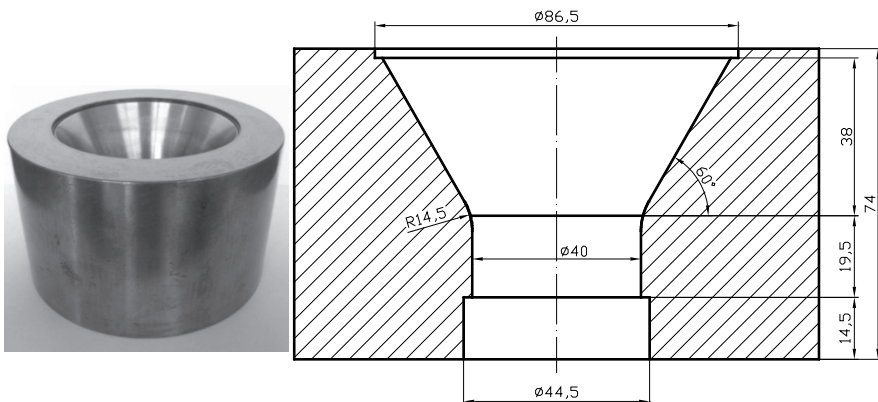


Fig. 5. Cone die block

Rys. 5. Matryca stożkowa

The experimental tests were conducted on a ZD 200 drawing press. The maximum pressure produced by the hydraulic press is 200 kN. The indication accuracy from the dial indicator and the registered record is 500 N. The drawing press can register the course of the dependence of force in the function of path. The friction conditions were the same in all of the cases of the experiment. The contact area between the die block and the metal sheet was lubricated with MARTOL EP 150 drawing oil. This is a product based on synthetic oils (alkylbenzenes). The flash point is $> 160^{\circ}\text{C}$. The density in the temperature of 20°C was $\rho = 1079 \text{ kg/m}^3$. This oil is insoluble in water. Viscosity in the temperature of 40°C was ca. $157 \text{ mm}^2/\text{s}$. It was only the die block surface that was lubricated. The stamp surface remained dry but it was not defatted. In numerical calculations, the friction coefficient of 0.1 was accepted as constant in the duration of the process. The equipment of the test stand is presented in Figure 7a. Figure 6b presents an example of a drawpiece obtained in the experiment. Figure 6c presents the product that was obtained with the use of the anisotropic model in a numerical method.

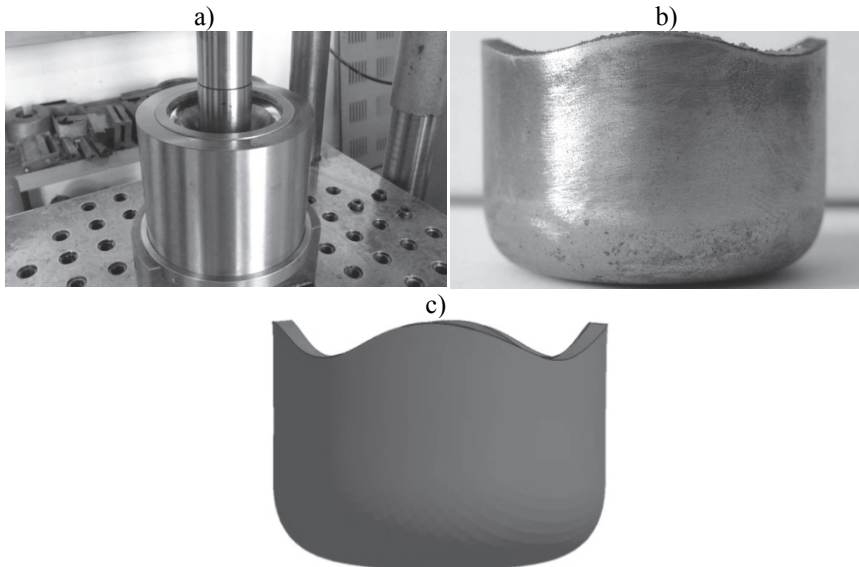


Fig. 6. Stand for tests of drawing process: a) course of process, b) finished product, c) product obtained with numerical method

Rys. 6. Stanowisko do badań procesu wytłaczania: a) przebieg procesu, b) gotowy wyrób, c) wyrób otrzymany drogą numeryczną

3. Results of numerical and experimental calculations

For each die block, three numerical analyses and an experimental test were conducted. The chief purpose was to register the course of the drawing force in the function of the path of the stamp. Fig. 7 presents data related to the course of the force for a die block with area rounding $r = 12$ mm. Small shifts of the diagrams in relation to one another are the result of the various strengthening models depending of the materials model. The maximum drawing force was 62 kN on average. The stamp penetration depth that was 0.04 m determined the total formation of the drawpiece wall.

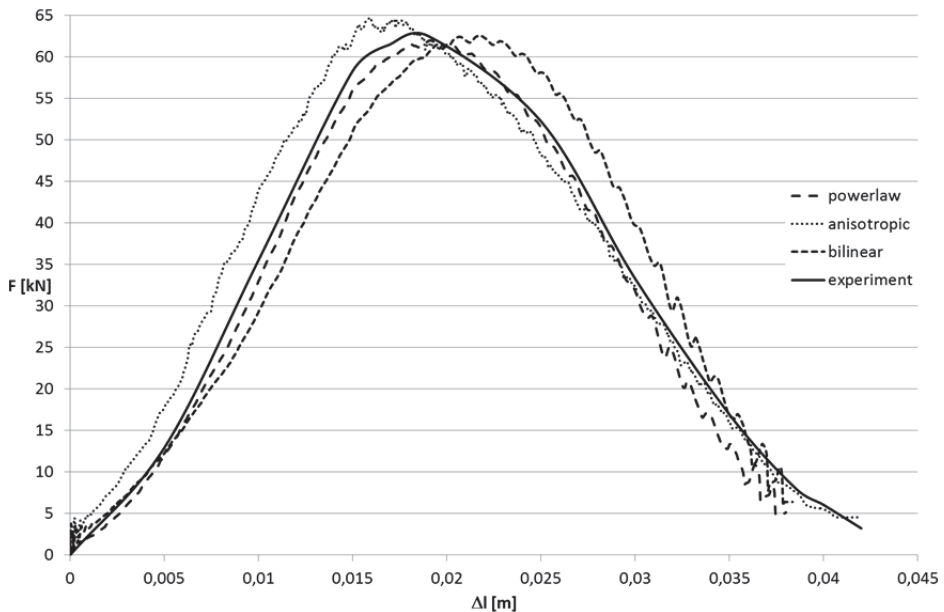


Fig. 7. Dependence of drawing force from stamp displacement for three models and experiment on die block with $r_m = 12$ mm

Rys. 7. Zależność siły tłoczenia od przemieszczenia stempla dla trzech modeli i eksperymentu na matrycy o $r_m = 12$ mm

In order to determine the total drawing work for each diagram, the sixth degree trend line was created to reflect as accurately as possible the shape of the diagram. The integral from 0 to 0.04 m from the function of the trend will permit obtaining the total work value in joules. An observa-

tion can be made that the total work values calculated do not exceed the significance level $\alpha = 0.05$ in relation to the experiment with the exception of the results obtained from the powerlaw model.

Work value calculated from the anisotropic model:

$$\int_0^{0,04} 1,58 \cdot 10^{14} \cdot x^6 - 3,24 \cdot 10^{13} \cdot x^5 + 2,52 \cdot 10^{12} \cdot x^4 - 8,86 \cdot 10^{10} \cdot x^3 + 1,22 \cdot 10^9 \cdot x^2 - 1,62 \cdot 10^6 \cdot x + 4970 = 1432 \text{ J}$$

Work value calculated from the bilinear model:

$$\int_0^{0,04} -5,19 \cdot 10^{14} \cdot x^6 + 6,75 \cdot 10^{13} \cdot x^5 - 2,97 \cdot 10^{12} \cdot x^4 + 4,66 \cdot 10^{10} \cdot x^3 - 1,49 \cdot 10^8 \cdot x^2 + 1,99 \cdot 10^6 \cdot x + 1660 = 1357 \text{ J}$$

Work value calculated from the powerlaw model:

$$\int_0^{0,04} -7,68 \cdot 10^{14} \cdot x^6 + 8,42 \cdot 10^{13} \cdot x^5 - 2,98 \cdot 10^{12} \cdot x^4 + 2,82 \cdot 10^{10} \cdot x^3 + 1,92 \cdot 10^8 \cdot x^2 + 7,15 \cdot 10^5 \cdot x + 1340 = 1291 \text{ J}$$

Work value calculated from the characteristics from the experiment:

$$\int_0^{0,04} -3,31 \cdot 10^{14} \cdot x^6 + 3,25 \cdot 10^{13} \cdot x^5 - 6,78 \cdot 10^{11} \cdot x^4 - 1,82 \cdot 10^{10} \cdot x^3 + 5,83 \cdot 10^8 \cdot x^2 + 5,26 \cdot 10^4 \cdot x + 101 = 1392 \text{ J}$$

The further graph (Fig. 8) presents the dependences of the course of the force in the path function for a die block with area rounding of 16 mm. The maximum drawing force was ca. 58 kN. The dependences were described with the functions of the sixth degree trend line. Then, the areas under the diagrams were integrated and the total work of the system was calculated.

Work value calculated from the anisotropic model:

$$\int_0^{0,045} -2,37 \cdot 10^{14} \cdot x^6 + 2,41 \cdot 10^{13} \cdot x^5 - 5,06 \cdot 10^{11} \cdot x^4 - 1,59 \cdot 10^{10} \cdot x^3 + 5,32 \cdot 10^8 \cdot x^2 - 5,79 \cdot 10^5 \cdot x + 4000 = 1405 \text{ J}$$

Work value calculated from the bilinear model:

$$\int_0^{0,045} -2,58 \cdot 10^{14} \cdot x^6 + 3,88 \cdot 10^{13} \cdot x^5 - 1,94 \cdot 10^{12} \cdot x^4 + 3,44 \cdot 10^{10} \cdot x^3 - 1,16 \cdot 10^8 \cdot x^2 + 1,56 \cdot 10^6 \cdot x + 904 = 1423 \text{ J}$$

Work value calculated from the powerlaw model:

$$\int_0^{0,045} -4,29 \cdot 10^{14} \cdot x^6 + 5,47 \cdot 10^{13} \cdot x^5 - 2,29 \cdot 10^{12} \cdot x^4 + 2,89 \cdot 10^{10} \cdot x^3 + 9,76 \cdot 10^7 \cdot x^2 + 3,15 \cdot 10^5 \cdot x + 1100 = 1355 \text{ J}$$

Work value calculated from the characteristics from the experiment:

$$\int_0^{0,045} -1,39 \cdot 10^{14} \cdot x^6 + 1,60 \cdot 10^{13} \cdot x^5 - 3,96 \cdot 10^{11} \cdot x^4 - 1,19 \cdot 10^{10} \cdot x^3 + 4,65 \cdot 10^8 \cdot x^2 + 7,08 \cdot 10^5 \cdot x + 278 = 1380 \text{ J}$$

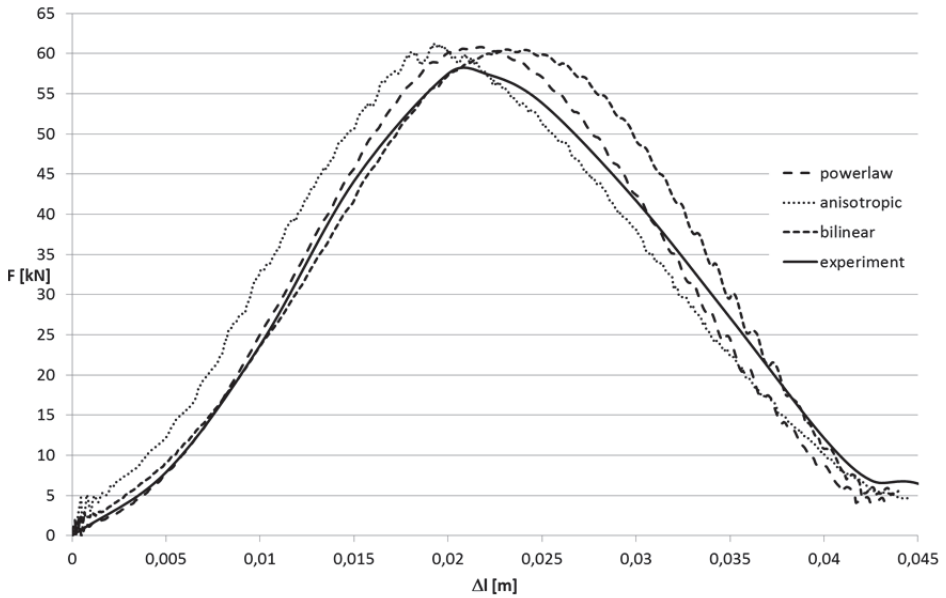


Fig. 8. Dependence of drawing force from stamp displacement for three models and experiment on die block with $r_m = 16$ mm

Rys. 8. Zależność siły tłoczenia od przemieszczenia stempla dla trzech modeli i eksperymentu na matrycy o $r_m = 16$ mm

The diagram in Figure 9 presents respectively the dependences of the force from displacement for a die block with area rounding of 18 mm. The average maximum press force value was ca. 56 kN. Below are included calculations of the work value for the further materials models and the experiment.

Work value calculated from the anisotropic model:

$$\int_{0,045} -1,93 \cdot 10^{14} \cdot x^6 + 2,15 \cdot 10^{13} \cdot x^5 - 5,75 \cdot 10^{11} \cdot x^4 - 9,85 \cdot 10^9 \cdot x^3 + 4,52 \cdot 10^8 \cdot x^2 - 7,38 \cdot 10^5 \cdot x + 4550 = 1402 \text{ J}$$

Work value calculated from the bilinear model:

$$\int_{0,045} -3,02 \cdot 10^{14} \cdot x^6 + 4,66 \cdot 10^{13} \cdot x^5 - 2,50 \cdot 10^{12} \cdot x^4 + 5,27 \cdot 10^{10} \cdot x^3 - 3,62 \cdot 10^8 \cdot x^2 + 2,17 \cdot 10^6 \cdot x + 663 = 1322 \text{ J}$$

Work value calculated from the powerlaw model:

$$\int_{0,045} -4,47 \cdot 10^{14} \cdot x^6 + 6,09 \cdot 10^{13} \cdot x^5 - 2,87 \cdot 10^{12} \cdot x^4 + 5,10 \cdot 10^{10} \cdot x^3 - 2,25 \cdot 10^8 \cdot x^2 + 1,39 \cdot 10^6 \cdot x + 96 = 1267 \text{ J}$$

Work value calculated from the characteristics from the experiment:

$$\int_{0,045} -2,89 \cdot 10^{14} \cdot x^6 + 3,73 \cdot 10^{13} \cdot x^5 - 1,52 \cdot 10^{12} \cdot x^4 + 1,51 \cdot 10^{10} \cdot x^3 + 1,68 \cdot 10^8 \cdot x^2 + 4,55 \cdot 10^5 \cdot x + 252 = 1330 \text{ J}$$

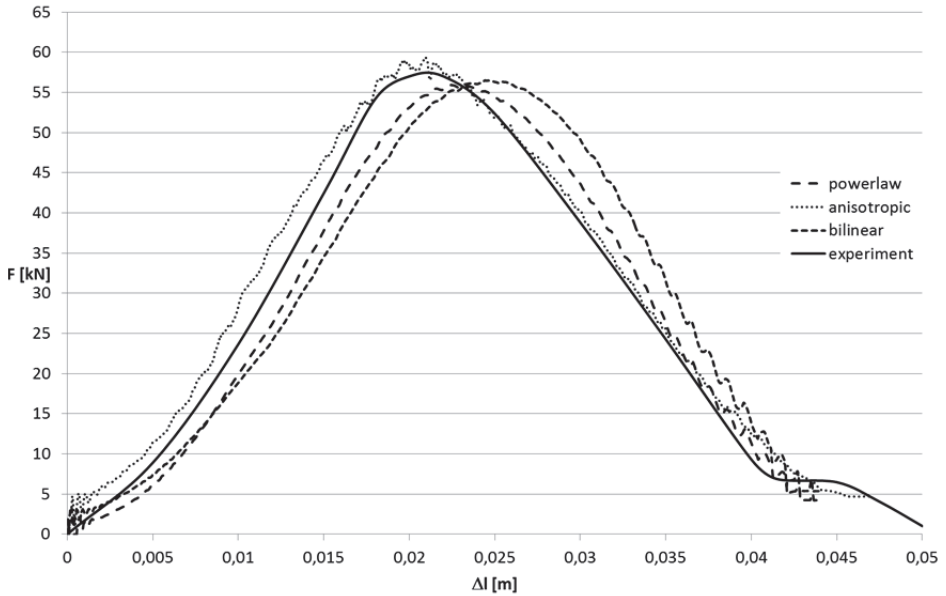


Fig. 9. Dependence of drawing force from stamp displacement for three models and experiment on die block with $r_m = 18$ mm

Rys. 9. Zależność siły tłoczenia od przemieszczenia stempla dla trzech modeli i eksperymentu na matrycy o $r_m = 18$ mm

The diagram in Figure 10 presents the dependences of the force from displacement for a matrix with a curvilinear outline. It does not possess any constant area rounding of the working edge. The average maximum press force value was ca. 28 kN. Below are included calculations of the work value for the further materials models and the experiment. It can be noted that the work values are by over 20 per cent greater in relation to a die block with a area rounding of 18 mm.

Work value calculated from the anisotropic model:

$$\int_0^{0,09} \begin{matrix} 5,64 \cdot 10^{12} \cdot x^6 - 1,69 \cdot 10^{12} \cdot x^5 + 1,87 \cdot 10^{11} \cdot x^4 - \\ 9,22 \cdot 10^9 \cdot x^3 + 1,75 \cdot 10^8 \cdot x^2 + 2,15 \cdot 10^5 \cdot x + 523 \end{matrix} = 1797 \text{ J}$$

Work value calculated from the bilinear model:

$$\int_0^{0,09} \begin{matrix} 3,20 \cdot 10^{12} \cdot x^6 - 1,11 \cdot 10^{12} \cdot x^5 + 1,36 \cdot 10^{11} \cdot x^4 - \\ 7,31 \cdot 10^9 \cdot x^3 + 1,56 \cdot 10^8 \cdot x^2 - 1,51 \cdot 10^5 \cdot x + 3970 \end{matrix} = 1745 \text{ J}$$

Work value calculated from the powerlaw model:

$$\int_0^{0,09} 3,79 \cdot 10^{12} \cdot x^6 - 1,27 \cdot 10^{12} \cdot x^5 + 1,51 \cdot 10^{11} \cdot x^4 - 7,79 \cdot 10^9 \cdot x^3 + 1,51 \cdot 10^8 \cdot x^2 + 2,38 \cdot 10^5 \cdot x + 1720 = 1669 \text{ J}$$

Work value calculated from the characteristics from the experiment:

$$\int_0^{0,09} 6,67 \cdot 10^{12} \cdot x^6 - 1,90 \cdot 10^{12} \cdot x^5 + 2,04 \cdot 10^{11} \cdot x^4 - 9,96 \cdot 10^9 \cdot x^3 + 1,96 \cdot 10^8 \cdot x^2 - 6,77 \cdot 10^4 \cdot x + 58 = 1699 \text{ J}$$

Work value calculated from the anisotropic model for friction = 0:

$$\int_0^{0,09} 4,39 \cdot 10^{12} \cdot x^6 - 1,31 \cdot 10^{12} \cdot x^5 + 1,45 \cdot 10^{11} \cdot x^4 - 7,00 \cdot 10^9 \cdot x^3 + 1,15 \cdot 10^8 \cdot x^2 + 7,19 \cdot 10^5 \cdot x - 462 = 1122 \text{ J}$$

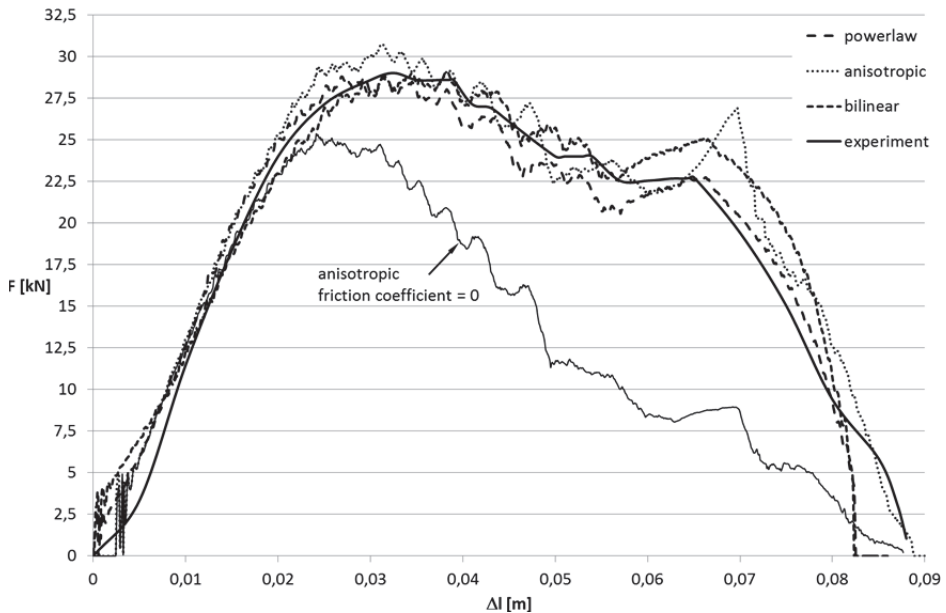


Fig. 10. Dependence of drawing force from stamp displacement for three models and experiment on curvilinear die block

Rys. 10. Zależność siły tłoczenia od przemieszczenia stempla dla trzech modeli i eksperymentu na matrycy krzywoliniowej

The last matrix used in the tests was a cone profile die block. The courses registered of the function of the force from the stamp displacement are presented in Figure 11. The average value of the maximum drawing force was ca. 54 kN. Below are found integrated sixth degree functions that serve the purpose of the calculation of the drawing work.

Work value calculated from the anisotropic model:

$$\int_0^{0,06} -7,11 \cdot 10^{13} \cdot x^6 + 1,83 \cdot 10^{13} \cdot x^5 - 1,62 \cdot 10^{12} \cdot x^4 + 6,15 \cdot 10^{10} \cdot x^3 - 9,78 \cdot 10^8 \cdot x^2 + 6,42 \cdot 10^6 \cdot x - 3820 = 1483 \text{ J}$$

Work value calculated from the bilinear model:

$$\int_0^{0,06} 1,48 \cdot 10^{14} \cdot x^6 - 1,79 \cdot 10^{13} \cdot x^5 + 6,04 \cdot 10^{11} \cdot x^4 - 1,71 \cdot 10^9 \cdot x^3 - 1,47 \cdot 10^8 \cdot x^2 + 1,92 \cdot 10^6 \cdot x + 681 = 1465 \text{ J}$$

Work value calculated from the powerlaw model:

$$\int_0^{0,06} 7,46 \cdot 10^{13} \cdot x^6 - 5,31 \cdot 10^{12} \cdot x^5 - 1,81 \cdot 10^{11} \cdot x^4 + 2,02 \cdot 10^{10} \cdot x^3 - 4,19 \cdot 10^8 \cdot x^2 + 3,35 \cdot 10^6 \cdot x - 2090 = 1396 \text{ J}$$

Work value calculated from the characteristics from the experiment:

$$\int_0^{0,06} -7,23 \cdot 10^{13} \cdot x^6 + 1,65 \cdot 10^{13} \cdot x^5 - 1,37 \cdot 10^{12} \cdot x^4 + 4,99 \cdot 10^{10} \cdot x^3 - 7,46 \cdot 10^8 \cdot x^2 + 4,33 \cdot 10^6 \cdot x - 780 = 1469 \text{ J}$$

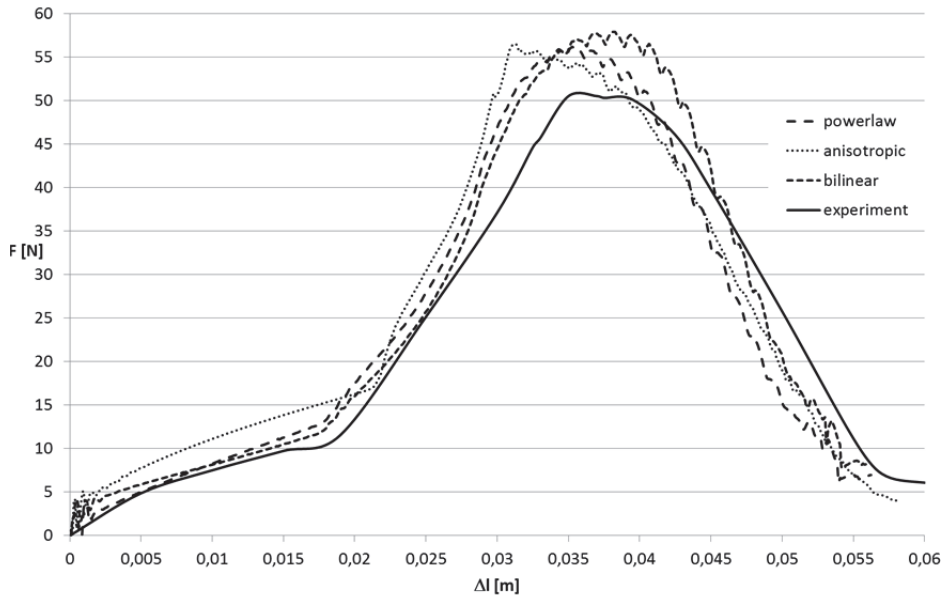


Fig. 11. Dependence of drawing force from stamp displacement for three models and experiment on cone die block

Rys. 11. Zależność siły tłoczenia od przemieszczenia stempla dla trzech modeli i eksperymentu na matrycy stożkowej

Collective diagrams of the drawing work value for each die block are found in Figure 12. The Barlat anisotropic model is the most favourable as regards the projection of the shape of the drawpiece as it takes into account the formation of characteristic ears at the rim of the drawpiece. However, numerical calculations that employ this model are very time consuming for the computer. This is the result of the lack of circular symmetry, which occurs for the bilinear model and the powerlaw model, where material is isotropic. It is then possible to model a quarter of the objects. The bilinear model is the most favourable one for the determination of drawing work owing to the greatest accuracy achieved in these tests.

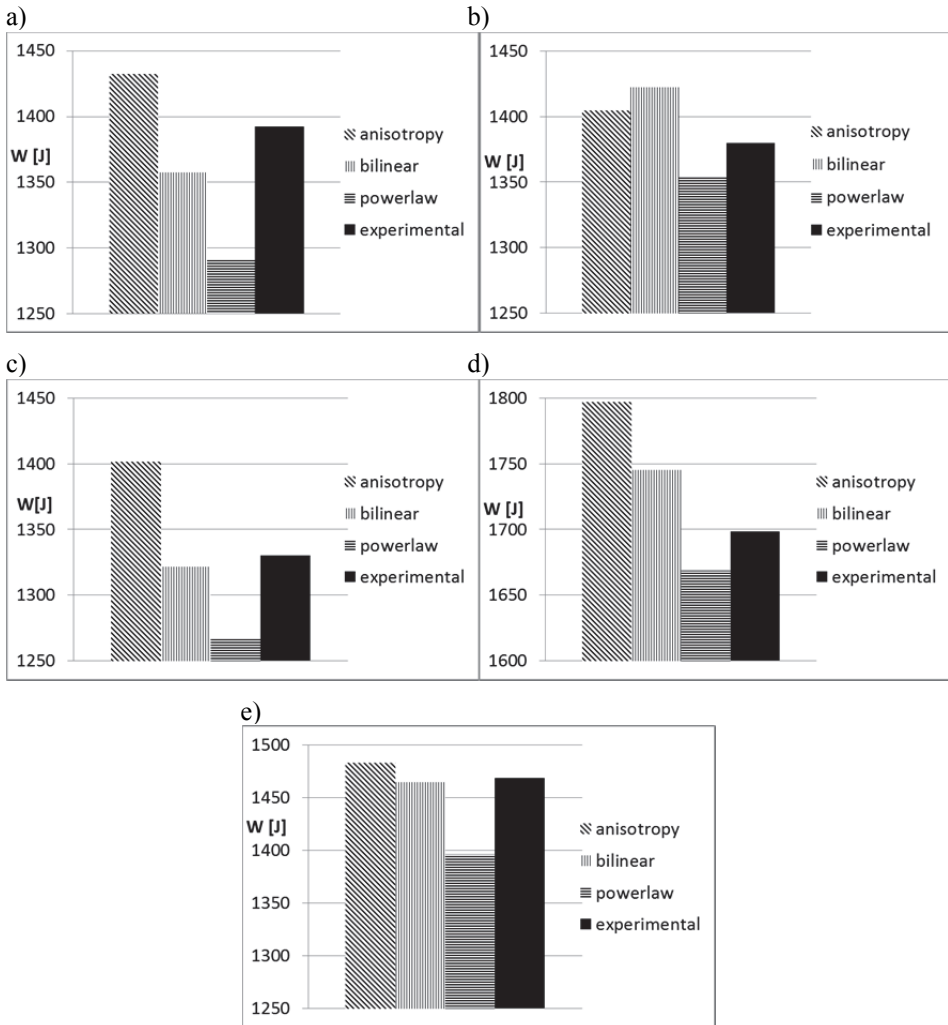


Fig. 12. Value of drawing work for various materials models and die block:

a) $r_m = 12$ mm, b) $r_m = 16$ mm, c) $r_m = 18$ mm, d) curvilinear, e) cone

Rys. 12. Wartości pracy tłoczenia dla różnych modeli materiałowych i matrycy:

a) $r_m = 12$ mm, b) $r_m = 16$ mm, c) $r_m = 18$ mm, d) krzywoliniowa, e) stożkowa

4. Conclusions

- Owing to the formulation of the computer model and numerical analysis, it is possible to make a measurement of the force in the function of the stamp path with the aid of the reading of contact pressures.
- By describing this function with the aid of the trend line with the known equation of any degree whose R^2 exceeds 0.95 and integrating this equation within the limits of the total displacement of the stamp, it is possible to determine the total drawing work.
- It was noted that owing to an increase of the area rounding of the die block from 12 mm to 18 mm, it was possible not only to reduce the maximum drawing force by ca. 10 kN but also to reduce to 5 per cent the total drawing work. With mass production, this constitutes substantial energy savings, whereas the result of a smaller force is a decreased use of the working surfaces of the stamp and of the die block.
- By using a die block with a curvilinear profile, where the surface of the drawpiece adheres all the time to the working surface of the die block, it was possible to decrease twice the maximum drawing force. The energy demand rose by over 20 per cent. This follows from a prolonged contact of the surface of the drawpiece with the die block. In order to minimize the work of the system, efforts are to be undertaken to obtain zero friction between the die block and the surface of the product's metal sheet. As demonstrated with the numerical analysis, work can be reduced in such a case by almost 40 per cent in relation to standard friction conditions in the drawing process.

References

- Bohdal, L., Kulakowska, A., Patyk, R. (2014). Analysis of slitting of aluminum body panels in the aspect of scrap reduction. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 16, 105-114.
- Bohdal, L., Walczak, P. (2013). Eco-modeling of metal sheet cutting with disc shears. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 15, 863-872.

- Bohdal, L., Kukielka, L. (2014). Application of variational and FEM methods to the modelling and numerical analysis of guillotining process for geometrical and physical nonlinearity. *Mechanika*, 20(2), 197-204.
- Chodor, J., Forysiewicz, M., Kukielka, L. (2011). *Numerical analysis of flash and chip creating for elasto/visco-plastic body in the process of wedge movement*. Gdańsk: XXXIV Naukowa Szkoła Obrobki Skiernej.
- Chodor, J., Zurawski, L. (2015). Researches of chip shape and its swage factor and shortening factor in partial symmetric face milling process and simulation of the process using FEM. *Mechanik*, 03.
- Chodor, J., Kukielka, L. (2012). Behaviour of elasto/visco-plastic workpiece material during machining. *Journal of Machine Engineering*, 12(4).
- Kaldunski, P., Kukielka, L. (2010). Dynamic nonlinear modelling of deep drawing process on the curved line drawing die with planar anisotropy by Finite Element Method. *Machine Dynamics Research*, 34(1), 38-43.
- Kaldunski, P., Kukielka, L. (2014). Numerical analysis and simulation of draw-piece forming process by Finite Element Method. *Applied Mechanics and Materials*, 474, 153-158.
- Kaldunski, P. (2016). Plane anisotropy parameters identification based on Barlat's model. *Advances in Mechanics: Theoretical, Computational and Interdisciplinary Issues*. Balkema: Kleiber et al., CRC Press, 275-278.
- Kukielka, K., Kukielka, L. (2013). External thread rolling head, The polish patent No PL402652-A1, PL220175-B1, 4.02.2013. (in polish)
- Kukielka, L., Chodor, J. (2007). Numerical analysis of the influence of abrasive grain geometry and cutting angle on states of strain and stress in the surface layer of object. In: J.T.M. De Hosson, C.A. Brebbia, S-I Nishida (eds.) *Eighth International Conference On Computer Methods and Experimental Measurements for Surface Effects and Contact Mechanics "Contact and Surface 2007"*. Southampton, Boston: Wessex Institute, Ashurst Lodge, Ashurst, Southampton, WITPRESS, 183-193.
- Kukielka, L., Chodor, J., Storch, B. (2009). New method of determination of tool rake angle on the basis of crack angle of specimen in tensile test and numerical simulations. In: J.T.M. De Hosson, C.A. Brebbia (eds.) *Computational Methods and Experiments "Contact and Surface 2009", 9-11 June, Algarve, Portugal*. Southampton, Boston: WITPRESS, 207-216.
- Kukielka, L., Kustra, J., Kukielka, K. (2005). Numerical analysis of states of strain and stress of material during machining with a single abrasive grain. In: *Computer Methods and Experimental Measurements for Surface Effects and Contact Mechanics VII*, Southampton, Boston: WITPRESS, 57-66.

Określanie nakładu energetycznego w procesie wytłaczania w aspekcie ochrony środowiska

Streszczenie

Głównym celem tej publikacji jest przedstawienie możliwości zastosowania obliczeń numerycznych do wyznaczania siły i całkowitej pracy tłoczenia. Minimalizacja nakładu energetycznego jest ważnym elementem w nowoczesnej produkcji masowej, dlatego szybkie wyznaczenie całkowitej pracy pozwala optymalizować proces produkcyjny i zmniejszyć jego szkodliwy wpływ na środowisko.

W pracy zestawiono wyniki numeryczne z eksperymentalnymi w celu ich weryfikacji. Potwierdzono, że na poziomie istotności $\alpha = 0,05$ wyniki symulacyjne są zgodne z eksperymentalnymi. Określono, że na całkowitą pracę tłoczenia ma wpływ profil matrycy i warunki tarcia w obszarze kontaktu narzędzi.

Abstract

The main objective of this publication is to present the possibilities of using the numerical calculations to determine the force and the total drawing work. Minimizing the effort of energy is an important element in modern mass production, because the rapid determination of the total work allows optimizing the production process and reduce its harmful effects on the environment.

In this paper summarizes the numerical results with experimental data for the purpose of verification. It was confirmed that at significance level $\alpha = 0,05$ results of simulation are consistent with experimental. It has been determined that on the overall drawing work has an influence the profile of the die and the friction conditions in the contact zone.

Słowa kluczowe:

wytłaczanie, nakład energetyczny, Ansys/Ls-Dyna

Keywords:

deep drawing, energy expenditure, Ansys/Ls-Dyna



Assessment of Retention Potential Changes as an Element of Suburbanization Monitoring on Example of an Ungauged Catchment in Poznań Metropolitan Area (Poland)

Karol Mrozik

Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

1. Introduction

The issue of water resources management gains its importance particularly because of extreme flooding phenomena. In Poland in the last two decades they have proved to be especially severe during year 1997, 2001 and 2010. While comparing it to other adverse weather events, floods cause maximum economic, social and environmental damage (Mrozik 2012). On the other hand, the same time period in Poland was also connected with the intensive suburbanization, which lead to the transformation of permeable surfaces (arable land) into impermeable areas (built-up areas, transportation routes, etc.), resulting in a more rapid run-off of precipitation waters from the catchment, periodical overload of drainage systems and local inundations (Przybyła et al. 2011). Also Petrović stressed that torrential floods, belonging to flash floods appears especially suddenly in small catchments after short duration rains (<24 h) with strong intensity ($i > 0,5$ mm/min) and are the most frequent and disastrous natural hazards (Petrovic et al. 2015, Petrovic et al. 2014).

The observed rate of suburbanization forces monitoring of changes in the spatial development of the commune, which is realised by Central Statistical Office of Poland (Mrozik 2015). Despite the numerous of the proposed indicators to monitor the spatial order (Śleszyński 201) including those relating direct to the environment, it can be noticed the lack

of indicators proposals taking into account the need for monitoring of retention potential change in the hydrographic catchment, which is according to IWRM principles constituted of the primary area for all planning and decision-making activities (Mrozik et al. 2015).

Kundzewicz et al. (2008) argued that precipitation is not adequately simulated by the present climate models. Poland is one of the countries for which climate models largely contradicting future precipitation projections. According to the forecast, it was only a general increase in the frequency and amplitude of extreme events, including floods and droughts (IPCC 2007). In turn, different development scenarios for urbanized areas in Europe based on the IPCC assumptions independently indicated their further expansion at 0.4-0.7% annually, which has been resulted from an over 10-fold greater increase than the development of any other type of land use. A vast majority of this process will occur in peri-urban areas, including considerable areas of Poland (Loibl & Köstl 2008, Nilsson 2013).

The observed and forecasted effects of climate change and developments such as urbanization, suburbanization and peri-urbanization require comprehensive adaptation actions but also monitoring system, especially in the field of water management and spatial planning.

The objective of the study was to investigate the possibility of using the SCS-CN method as an element of suburbanization monitoring to assess the change in retention potential in ungauged catchment in metropolitan areas at the local planning level.

2. Methods

Poznań Metropolitan Area (PMA) is located in Odra river basin, in the water region of the Warta. The delimited by Wielkopolskie Biuro Planowania Przestrzennego PMA comprises 45 communes together with Poznań and covers 6.2 thousand km² (approx. 21% area of the Wielkopolska province). The PMA population is 1.3 million, which represents about 39% of province population (Mrozik et al. 2015). It needs to be stressed that currently the PMA is also called as the functional urban area of Poznań.

In order to determine the effective precipitation and potential water retention of the catchment in this study the curve number (CN) meth-

od, originally developed by the U.S. Department of Agriculture Soil Conservation Service (USDA-SCS) (now the USDA Natural Resources Conservation Service – USDA NRCS) was used. SCS-CN is well recognized tool in water management and spatial planning, in which it is dependent on the soil type, land use method and soil wetting prior to the occurrence of precipitation. These factors were comprised in the dimensionless parameter CN, assuming values from 0 (no runoff) to 100 (total runoff). This parameter was functionally connected with maximum potential retention of the catchment (S) expressed in mm:

$$S=25,4 \cdot \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right)$$

The SCS runoff (Q) (effective precipitation) equation used in the paper were:

$$Q = \frac{(P - 0,2S)^2}{(P + 0,8S)}$$

where P means rainfall (mm).

The SCS-CN method categorizes soils into one of four different groups: A (sand, loamy sand), B (silt loam or loam), C (sandy clay loam) and D (clay loam, silty clay loam, sandy clay, silty clay or clay) (NRCS 1986). In this study parameters CN for average moisture conditions were assumed after Nowicka and Wolska (2003).

The SCS-CN method considers three antecedent moisture conditions (AMC) to indicate the extent of soil saturation, where ‘dry’ (AMC I), ‘average/normal’ (AMC II), and ‘wet’ (AMC III) indicate the difference in saturation based on rainfall over the previous 5 days and season of the year (Miller 2012a, Miler 2012b, NRCS 1986).

The analysis of land cover change was conducted on the basis of a topographic map of 1998 at a 1:10 000 scale (reference system PUWG 1992) and the Urban Atlas based on photographs from SPOT 5 satellite performed on 24/25.09.2007 on the ground resolution of 2.5 m. Pictures were updated with data from topographic maps. The overall process of vectorization with the test of its performance ended 21.10.2009 (reference system WGS1984). The Urban Atlas identifies the following forms of land use:

- 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%),
- agricultural,
- industrial, commercial, public, military and private units,
- isolated Structures,
- fast transit roads and associated land ,
- other roads and associated land,
- railways and associated land,
- port areas,
- airports,
- mineral extraction and dump sites,
- land without current use,
- green urban areas,
- forest,
- sports and leisure facilities,
- wetlands,
- water (Mrozik et al. 2012).

As a source of soil data, in this study, the soil map (1:25 000) with soil topology provided by Institute of Soil Science and Plant Cultivation (IUNG) in Puławy were used. Individual steps of the SCS-CN methods were conducted using ArcGIS 10.0 software by ESRI.

Detailed analyses were carried out based on the Skorzynka river catchment covering about 10 km². The Skorzynka catchment is located within the rural communes of Dopiewo, Tarnowo Podgórne and the city of Poznań (Fig. 1), covering 21% area of its recipient – the Potok Junikowski strem. Potok Junikowski was defined as a strongly altered water body and it was threatened with failure to reach environmental objectives. Due to the strong morphological changes temporal derogations were forecasted due to a lack of technical facilities and disproportional costs connected with watercourse renaturation (a strongly urbanized area). In the past the Skorzynka channel in the non-urbanized area was artificially deepened and it constituted a part of the land improvement system. At present the watercourse constitutes a recipient of rainwater from the catchment area (Mrozik et al. 2015).

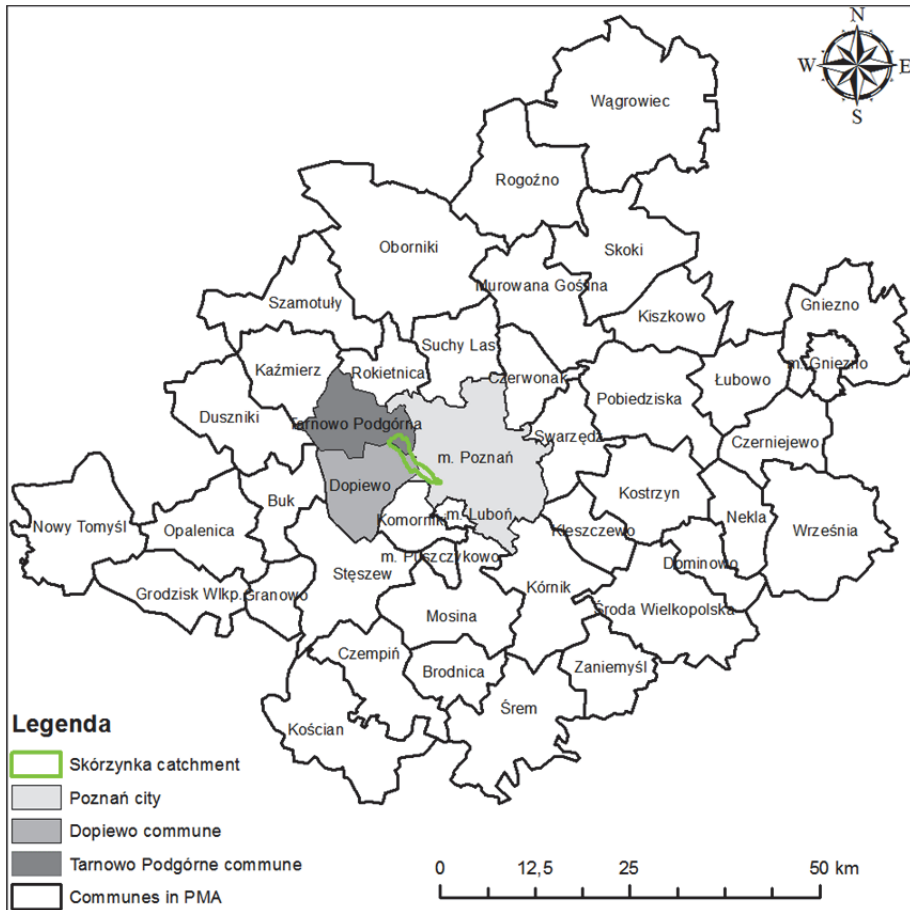


Fig. 1. Skórzynka catchment on the background of communes in Poznań Metropolitan Area

Rys. 1. Zlewnia Skórzynki na tle gmin w Poznańskim Obszarze Metropolitalnym

The climate in PMA is characterized by variability of rainfall in space and time. Based on the climatic data provided by the climatic station of Poznań Ławica from 2000 to 2013, annual precipitation varied from 345 (2003) to 634 (2013) mm with an average value of 532 mm per year, which corresponds to the most arid regions of Europe. More about PMA's hydrologic and climatic characteristics can be found in Mrozik et al. (2015).

3. Results and discussion

The Skórzynka has the snow and rain supply pattern, with one maximum and one minimum in a year. Upon reaching the spring maximum, most typically in March, water stages and flow decrease markedly. A typical phenomenon is connected with the rapid transition from the peak stage to the low-flow stages, which generally begin in June, are stable and typically last until the end of the hydrological year.

In the case of precipitation a characteristic feature is its spatial and temporal variability, hindering conclusive inference. This is confirmed e.g. by the analyses of extreme precipitation in August 2010 (Przybyła et al. 2011). In this study a uniform precipitation level throughout the entire area was used, applicable for very small catchments (up to 10 km²). The analysis of the change in potential water retention of the Skórzynka catchment was carried out for the years 1998 (topographic map) and 2009 (urban atlas).

In 1998 farmland predominated in the investigated area, covering 46% catchment area. Built-up areas account for 35%. It also needs to be stressed here a particularly low lake density. According to data of 2009 (Urban Atlas), agriculturally utilized areas covered as little as 31% catchment area, which is equivalent to a reduction by 1/3 in comparison to data from 1998. In turn, housing development areas together with service and industrial facilities, vehicle transport routes and railway tracks cover 54% area, which means an increase by over 1/2. It needs to be marked that housing development has appeared also on high quality soils.

To assess the impact of land use change on the potential water retention of the catchment the SCS-CN method was used. The value of CN varies within the range of 25 (forest) – 100 (surface water) (Fig. 2). Its weighted mean for was 72 in 1998 and increased to 76 in 2009 by AMC II (average). The maximum potential retention of the Skórzynka catchment was specified based on the calculated parameters. The results depending on the year and antecedent moisture conditions (AMC) are listed in the table 2. The recorded values for average AMC (II) means decrease of potential water retention of catchment at about 20%, for AMC III it was about 25%.

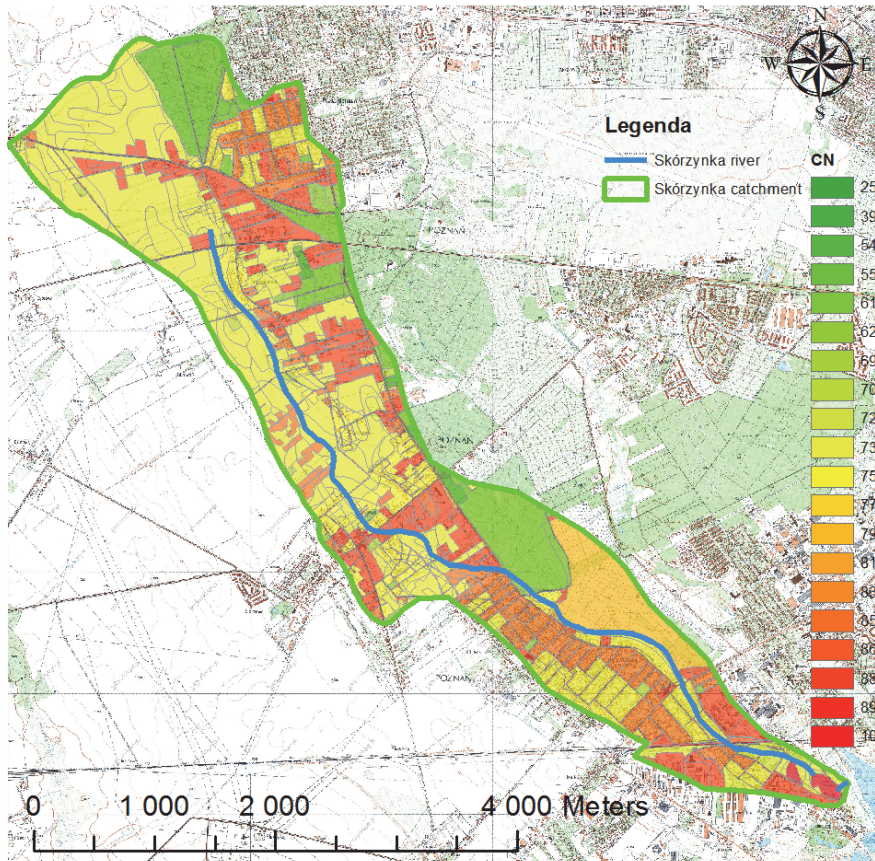


Fig. 2. Spatial distribution of the CN parameter set by Urban Atlas (2009) – shown on a base of topographic map (1998)

Rys. 2. Rozkład przestrzenny parametru CN określony na podstawie danych z urban atlasu (2009) przedstawiony na podkładzie mapy topograficznej z 1998

Time variability of rainfall intensity, in addition to duration and total precipitation, has a major impact on the size of the flood. In order to identify the hazards of extreme rainfall is necessary to determinate effective precipitation. In this paper, calculations were carried out for rainfall event recorded on 17.08.2010 at meteorological station Poznań – Ławica. This is the precipitation about the probability occurrence of once every 100 years. Throughout the 10 years it can be seen as significantly increased effective precipitation in the Skórzynka catchment (Table 2). This is due to primarily intensive suburbanization in rural communes, taking place at the

expense of arable land. Previous studies have shown, that smaller impervious surfaces connected to river network could generate flashier responses than larger impervious surfaces (Meierdiercks et al. 2010). The significance of spatial and temporal changes in land use and land cover for the surface runoff potential stressed also (Deshmukh et al. 2013).

Table. 2. Change in potential water retention and effective precipitation in Skórzynka catchment

Tabela. 2. Zmiany potencjalnej retencji i opadu efektywnego w zlewni Skórzynki

Potential water retention (S) (mm)					
AMC I		AMC II		AMC III	
1998	2009	1998	2009	1998	2009
225	184	99	80	41	31
Runoff (Effective precipitation) (Q) (mm) during the 98 mm rainfall event (17.08.2010)					
AMC I		AMC II		AMC III	
1998	2009	1998	2009	1998	2009
10	15	35	41	61	68

4. Conclusion

In any geospatial study of changes over time, a major challenge is the availability of suitable datasets. This article showed that in small catchment, not covered by permanent monitoring (e.g. state of water), which are subject to intense urbanization processes, application of the SCS-CN method may be useful for evaluating the potential water retention. In addition, it has been shown that urban atlas can be a useful source of spatial land use data for the peri-urban and urban areas at the local planning level.

The conducted analyses allow to conclude that the SCS-CN method can be used as an element of suburbanization monitoring to assess the change in retention potential in ungauged catchment in metropolitan areas at the local planning level.

With the use of the SCS-CN method for catchment Skórzynka in years 1998-2009, a decrease of potential retention (about 20%) and increase of effective precipitation (about 17%) has been demonstrated. These results may be a decision criterion for local authorities in the proper creation of spatial policy, especially in water resources management and preventing local floods and droughts.

This study is supported by Polish National Science Centre (2013/09/D/HS4/01858) core funds.

Literatura

- Deshmukh, D.S., Chaube, U.Ch., Hailu, A.E., Gudeta, D.A., Kassa, M.T. (2013). Estimation and comparison of curve numbers based on dynamic land use land cover change, observed rainfall-runoff data and land slope. *Journal of Hydrology*, 492, 89-101.
- Kundzewicz, Z.W., Mata, L.J., Arnell, N.W., Döll, P., Jimenez, B., Miller, K., Oki T., Sen Z., Shiklomanov I. (2008). The implications of projected climate change for freshwater resources and their management. *Hydrological Sciences Journal*, 53(1), 3-10.
- Loibl, W., Köstl, M. (2008). *Report on a methodology to delineate RUR sub-regions*. PLUREL deliverable D2.1.4.
- Meierdiercks, K.L., Smith, J.A., Baeck, M.L., Miller, A.J. (2010). Analyses of urban drainage network structure and its impact on hydrologic response. *J. Am. Water Resour. Assoc.*, 46(5), 932-943.
- Miller, A.T. (2012a). Ocena wpływu zmian użytkowania terenu na odpływy wezbraniowe przy użyciu metody SCS-CN. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 14, 512-524.
- Miler A.T. (2012b). Wpływ ewentualnych zmian użytkowania terenu na odpływy wezbraniowe z reprezentatywnej zlewni leśnej Pojezierza Krajeńskiego. *Infrastructure and Ecology of Rural Areas*, 3, 145-154.
- Mrozik, K. (2012). Einfluss der Bodenbearbeitung auf das Retentionsvermögen im Teileinzugsgebiet des Flusses Kania. *Wasserwirtschaft*, 5, 11-15.
- Mrozik, K. (2015). Miejscowe plany zagospodarowania przestrzennego jako element monitoringu rozwoju lokalnego. *Studia i Prace Wydziału Nauk Ekonomicznych i Zarządzania*, 42, 156-165.
- Mrozik, K., Bossy, M., Zaręba, K. (2012). Polityka przestrzenna gmin wiejskich na tle zmian zagospodarowania przestrzennego wynikających z suburbanizacji. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 14, 761-771.
- Mrozik, K., Przybyła, Cz., Pyszny, K. (2015). Problems of the Integrated Urban Water Management. The case of the Poznań Metropolitan Area (Poland). *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)* 17, 230-245.
- Nilsson, K., Pauleit, S., Bell, S., Aalbers, C., Sick Nielsen, Th.A. (2013). *Peri-urban futures: Scenarios and models for land use change in Europe*. Springer.

- Nowicka, B., Wolska, M. (2003). Wpływ retencji zlewni na formowanie kulminacji wezbrań opadowych. In: Gutry-Korycka M., Nowicka B., Soczyńska U. (eds) *Rola retencji zlewni w kształtowaniu wezbrań opadowych*, 105-117.
- NRCS. (1986). *Urban Hydrology for Small Watersheds. Technical Release 55*. United State Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. Retrieved from:
<http://www.mi.nrcs.usda.gov/tevhncal/engineering/neh.html>
- Petrovic, A., Dragicevic, S., Radic, B., Pesic, A. (2015). Historical torrential flood events in the Kolubara river basin. *Natural Hazards*, 79(1), 537-547.
- Petrovic, A., Kostadinov, S., Dragicevic, S. (2014). The Inventory and Characterization of Torrential Flood Phenomenon in Serbia. *Polish Journal of Environmental Studies*, 23(3), 823-830.
- Przybyła, Cz., Bykowski, J., Mroziak, K., Napierała, M. (2011). Rola infrastruktury wodno-melioracyjnej w procesie suburbanizacji. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 13, 769-786.
- Śleszyński, P. (2013). *Wskaźniki zagospodarowania i ladu przestrzennego w gminach*. Biuletyn KPZK PAN 252.

Ocena zmian potencjału retencyjnego jako element monitoringu suburbanizacji na przykładzie niekontrolowanej zlewni w Poznańskim Obszarze Metropolitalnym (Polska)

Streszczenie

Rozwój miast skutkuje znacznymi zmianami użytkowania terenu i powiązań funkcjonalnych pomiędzy obszarami miejskimi i wiejskimi. Zmieniające się relacje pomiędzy użytkowaniem obszarów miejskich i wiejskich prowadzą do zmian jakości życia mieszkańców, środowiska i świadczeń ekosystemów, w tym zasobów wodnych. Zmiany te są najbardziej widoczne na obszarach podmiejskich.

Różne scenariusze rozwoju obszarów zurbanizowanych w Europie oparte na założeniach IPCC wskazują niezależnie na ich dalszą ekspansję w granicach 0,4-0,7% rocznie, co jest wynikiem ponad dziesięciokrotnie wyższym niż rozwój jakichkolwiek innych typów użytkowania. Oznacza to, że nasilenie tego procesu będzie szczególnie widoczne na obszarach podmiejskich, w tym na znaczących obszarach Polski.

Obserwowane intensywne przekształcania terenów użytkowanych rolniczo na tereny zabudowane i zurbanizowane zmuszają do zastanowienia się nad wpływem suburbanizacji na gospodarowanie wodami zwłaszcza w kontek-

ście zjawisk ekstremalnych, z których w Polsce w ostatnich dwóch dekadach szczególnie dotkliwe okazały się powodzie w 1997, 2001 i 2010 r. Szczególnego znaczenia nabiera potrzeba monitoringu zjawiska suburbanizacji w kontekście jej wpływu na gospodarowanie wodą w zlewni rzecznej będącej zgodnie z zasadą IWRM podstawową jednostką planistyczną w planowaniu w gospodarowaniu wodami.

Celem pracy była ocena możliwości zastosowania metody SCS-CN jako elementu monitoringu procesu suburbanizacji poprzez zwymiarowanie zmian w potencjalnej retencyjnym niekontrolowanych zlewni rzecznych na terenach podmiejskich w miejskich obszarach funkcjonalnych (metropolitalnych).

Szczegółowe analizy w pracy wykonano na przykładzie zlewni Skórzynki położonej w granicach gmin wiejskich Dopiewo i Tarnowo Podgórne i miasta Poznań stanowiących rdzeń Poznańskiego Obszaru Metropolitalnego (POM) (określanego obecnie jako Miejski Obszar Funkcjonalny Ośrodka Wojewódzkiego) Ogółem według delimitacji zaproponowanej przez Wielkopolskie Biuro Planowania Przestrzennego POM obejmuje 45 gmin wraz z Poznaniem (w tym 15 miast powiatowych i 15 pozostałych miast).

Do oceny zmian potencjału retencyjnego i opadu efektywnego wykorzystano metodę SCS-CN. Zmiany zagospodarowania terenu oceniono na podstawie mapy topograficznej z 1998 r. w skali 1: 10 000 oraz urban atlasu bazującego na zdjęciach satelitarnych SPOT5 o rozdzielczości terenowej 2,5m z roku 2007. Dane dotyczące gleb pochodziły z mapy glebowo-rolniczej w skali 1: 25 000 wykonanej przez IUNG w Puławach. Wszystkie analizy wykonano przy użyciu oprogramowania ArcGIS 10.0 firmy ESRI. Dane opadowe pochodziły ze stacji Poznań-Ławica.

Dzięki metodzie SCS-CN wykazano dla zlewni Skórzynki w okresie 11 lat dla przeciętnych początkowych warunków wilgotnościowych spadek potencjalnej retencji (o 20%, tj. z 99 na 80mm) oraz wzrost opadu efektywnego (o 17%, tj. z 35 na 41mm) wyliczonego dla ekstremalnego zdarzenia opadowego odnotowanego 17.08.2010 r.

Wykonane analizy pozwalają stwierdzić, że metoda SCS-CN jest użytecznym i pożądanym narzędziem monitoringu procesu suburbanizacji w niekontrolowanych zlewniach położonych w obrębie obszarów metropolitalnych w celu oceny zmian potencjału retencyjnego zlewni.

Uzyskane wyniki mogą stanowić kryterium decyzyjne dla lokalnych władz we właściwym kreowaniu polityki przestrzennej, zwłaszcza w zakresie kształtowania zasobów wodnych oraz przeciwdziałania lokalnym powodziom i suszom.

Abstract

The development of the cities results in significant changes in land use and functional connections between urban and rural areas. The changing relations between the use of urban and rural areas lead to changes in the quality of the inhabitants' lives, of the environment and ecosystem services, including water resources. Those changes are the most visible in peri-urban areas.

Different scenarios of the development of urbanized areas in Europe based on the IPCC assumptions indicate their further expansion at 0,4-0,7% per year which is over 10 times higher score than any other land use. This means that the intensity of this process will be particularly visible in peri-urban areas, including considerable areas of Poland.

The observed intensive transformations of arable lands into built-up and urbanized areas make one think about the influence of suburbanization on water management, especially in the context of extreme phenomena, out of which the most afflictive over the two last decades were floods in 1997, 2011 and 2010. Monitoring the process of suburbanization gains importance in the context of its influence on water management in the river catchment which, according to the IWRM principle, a basic planning unit are in water management planning.

The objective of this paper was evaluation of the possibility of using the SCS-CN method as an element of monitoring process of suburbanization through sizing the changes in the in water retention potential of ungauged catchments on peri-urban areas of metropolitan areas.

Detailed analyses were carried out based on the Skorzynka river catchment located within the rural communes of Dopiewo, Tarnowo Podgórne and the city of Poznań which are the nucleus of Poznan Metropolitan Area (PMA) (currently defined as the voivodeship urban functional area of Poznań). Altogether, according to the delimitation proposed by the regional planning office Wielkopolskie Biuro Planowania Przestrzennego (WBPP), PMA comprises 45 communes together with Poznań (including 10 cities – centres of district and 15 other small cities).

To the assessment of potential water retention and effective precipitation the SCS-CN method was used. The changes in land use were estimated on the basis of a topographic map from 1998 at a 1:10 000 scale and the Urban Atlas based on satellite photographs from SPOT 5 satellite on the ground resolution of 2.5 m from 2007.

Data on soil were obtained from soil and agricultural maps at a 1:25 000 scale performed by Institute of Soil Science and Plant Cultivation (IUNG) in Puławy. All analyses were performed using ArcGIS 10.0 software by ESRI. The information about precipitation based on the data from the climatic station of Poznań Ławica.

Thanks to using the SCS-CN method a 20% decrease of potential water retention (99 to 80mm) in the 11-years period for Skórzyńska catchment in average antecedent moisture conditions (AMC II) has been demonstrated. Also, a 17% increase of effective precipitation (35 to 41 mm) calculated for extreme rainfall event observed on 17/08/2010 was shown.

The conducted analyses allow to conclude that the SCS-CN method is a useful and desirable tool used to monitor the process of suburbanization in ungauged catchments located within metropolitan areas in order to assess the changes of potential water retention.

The obtained data may be a decision criterion for local authorities in the proper creation of spatial policy, especially in the sphere of water resources management and preventing local floods and droughts.

Słowa kluczowe:

potencjał retencyjny, Poznański Obszar Metropolitalny, monitoring suburbanizacji, metoda SCS-CN, zlewnia niekontrolowana, monitoring, planowanie w gospodarowaniu wodami

Keywords:

retention potential, Poznań Metropolitan Area, suburbanization monitoring, SCS-CN method, ungauged catchment, planning in water resources management



Flood Peak Discharge vs. Various CN and Rain Duration in a Small Catchment

Kazimierz Banasik^{}, Leszek Hejduk^{*},
Donald E. Woodward^{**}, Jerzy Banasik^{***}*

^{}Warsaw University of Life Sciences – SGGW*

*^{**}USDA – Natural Resources Conservation Service,
Washington D.C. (retired)*

*^{***}Environment Agency, Anglian Region,
Northern Area Office, UK*

1. Introduction

Estimations of flood peak discharges of low probability of exceedance are required for designing and maintaining hydraulic and road structures (reservoirs, weirs, water intakes, bridges, culverts) as well as for flood protection, including assessment of the risk of flooding. Rainfall-runoff models are usually the only alternative for such estimations in case of small catchments as there is a lack of sufficient, good quality historic data to be used for applying the traditional i.e. statistical methods (Hlavcova et al. 2005). The aim of this study was to check responses of a small agro-forested catchment to rainfall of assumed 1% probability of exceedance and of various duration, and with various potential of the catchment to form runoff, characterize by a changeable Curve Number – CN (Ignar 1988, USDA-NRCS 2003, Miler 2012). Field data of rainfall-runoff events, recorded in the investigated catchment of Zagożdżonka river since 1980, were used to estimate the model parameters (Banasik 2011, Banasik et al. 2014).

2. Description of research area and methodology

2.1. Location and characteristics of the investigated catchment

The Zagożdżonka catchment (Fig. 1) is a small agro-forested, lowland catchment, located in central Poland, about 100 km south of Warsaw.

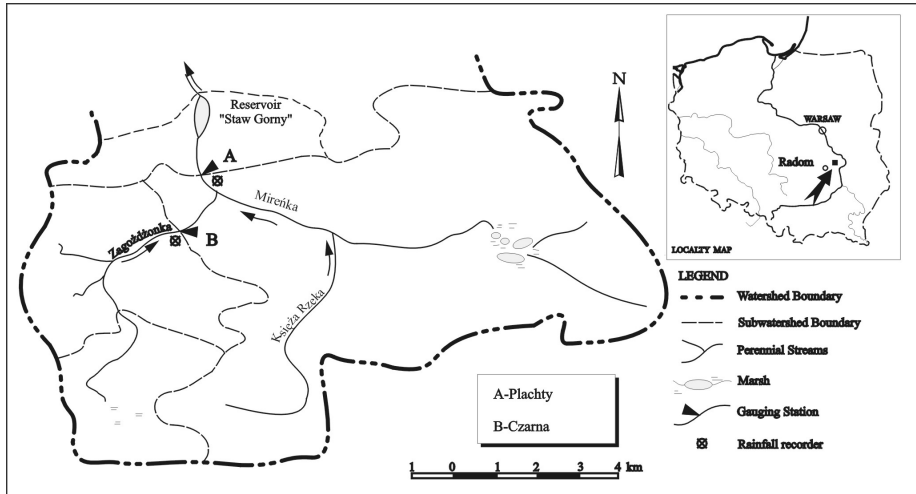


Fig. 1. Locality map of the Zagożdżonka catchment and gauging stations
Rys. 1. Mapa lokalizacyjna zlewni rzeki Zagożdżonki i profili badawczych

The Zagożdżonka River is left tributary of the Vistula River with its outlet (N:51°39'28"; E:21°29'13") near Kozienice town. Hydrological field investigations of the Zagożdżonka River, at Płachty (A on Fig. 1; N:51°26'43.8"; E:21°27'35.6"), have been carried out by the Department of Water Engineering and Environmental Restoration of Warsaw University of Life Sciences since 1962. In the first period, the river water stages have been recorded by an observer, who was reading staff gauge three times a day, except flood periods when reading was usually carried out each hour. Since 1980 monitoring of the river stages has been carried out with the use of mechanical water stage recorder, and since middle of last the decade of the previous century with the use of electronic system for recording, logging and transmitting the data. In the recent periods, the traditional reading of staff gauge has been continued

for correcting the records once a day. For precise estimation of river flow, a rating curve has been established and verified at least once a year based on 10-12 hydrometric measurements. The catchment area upstream of the Plachty gauging station is 82.4 km². Mean annual values of precipitation 612 mm, and mean runoff coefficient is 17.3%. The mean elevation of the catchment is about 163 m above sea level, and absolute relief is 37.0 m (upstream of A, Fig. 1). The mean slopes of the main channels range from 2.5 to 3.5 m per 1000 m. Local depressions, which do not contribute to direct runoff and sediment yield from the catchment, constitute a significant part of the area, i.e. ca 24% (Banasik & Hejduk 2012).

2.2. Description of the rainfall-runoff procedure

A procedure called SEGMO (SEdiment Graph MOdel), developed at Warsaw University of Life Sciences for analyzing rainfall-runoff events in small catchments and for predicting catchment responses to heavy rainfall (Banasik 1994, Banasik & Walling 1996) was used in the investigation. In the previous investigations, it was proved that SEGMO, based on lumped parametric approach, is useful tool for predicting flood hydrographs, as catchment response to extreme rainfalls (Banasik 2011, Karabova et al. 2012, Krajewski et al. 2014). The model consists of two parts; a hydrologic sub-model and sedimentology sub-model. The hydrologic submodel uses the Soil Conservation Service CN-method to estimate effective rainfall and the instantaneous unit hydrograph (IUH) procedure to transform the effective rainfall into a direct runoff hydrograph. The sedimentology submodel uses a form of the modified Universal Soil Loss Equation (Williams 1978, Banasik & Gorski 1993) to estimate the amount of suspended sediment produced during the rainfall-runoff event and the instantaneous unit sediment-graph (IUSG) procedure to transform the produced sediment into a sediment-graph (Banasik et al. 2005, Banasik & Hejduk 2014). Only the first one i.e. hydrological submodel, called later rainfall-runoff model, will be used for prediction of the runoff hydrographs. Schematic representation of the model is shown in the Figure 2.

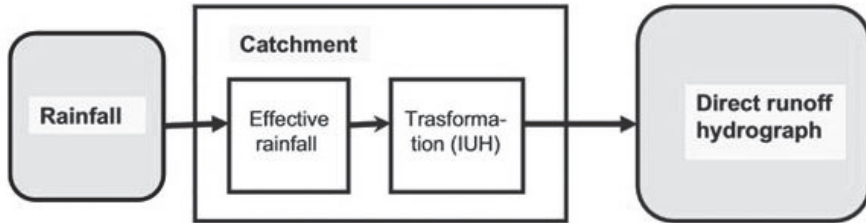


Fig. 2. Schematic representation of rainfall – runoff model

Rys. 2. Schemat blokowy modelu opad-odpływ

2.3. Input data and model parameters used for the computation

A formula of Bogdanowicz and Stachy (1998) on relationship of intensity-duration-return period, applicable also for region of center of Poland, has been used to find rainfall depths of the events with probability of exceedance of 1% (return period of 100 years) and various duration (i.e. $D = 6, 12, 18, 24, 30, 36, 42, 48, 60$ and 72 h), as input data for runoff hydrograph simulation. Rainfall intensity for each of the 10 events has been assumed as a constant during rain duration. The computed relationships of rainfall intensity and rainfall depth, as well as runoff depth, estimated according to curve number – CN as described below, versus rain duration are presented in Fig. 3.

Both, the curve number, which is determining runoff depth from rainfall depth, and the IUH characteristics (such as lag time, time to peak, maximum ordinate), which are used to transform the runoff depth into direct runoff hydrograph, have been estimated on the base of recorded in the catchment rainfall-runoff events (Banasik et al. 2011, Banasik et al. 2014). All of them include some stochastic variables, however IUH parameters have been approximated, and used in computation as deterministic, i.e. N (number of reservoirs) = 3.27 and k (retention parameter of each reservoir) = 3.58 hours. A big variability in CNs has been found, when they were computed from recorded rainfall-runoff data. So, using the 40 rainfall-runoff data set, the curve numbers were computed again, for each of the ordered pairs, as suggested by Hawkins (1993), and finally plotted against rainfall depth.

Curve numbers were found to approximate an exponential function, varying with storm depth in the form (Banasik et al. 2014):

$$CN(P) = 69.8 + 30.2 \cdot \exp(-P/20.1) \quad (1)$$

where:

CN(P) – curve number (–),

P – rainfall depth (mm).

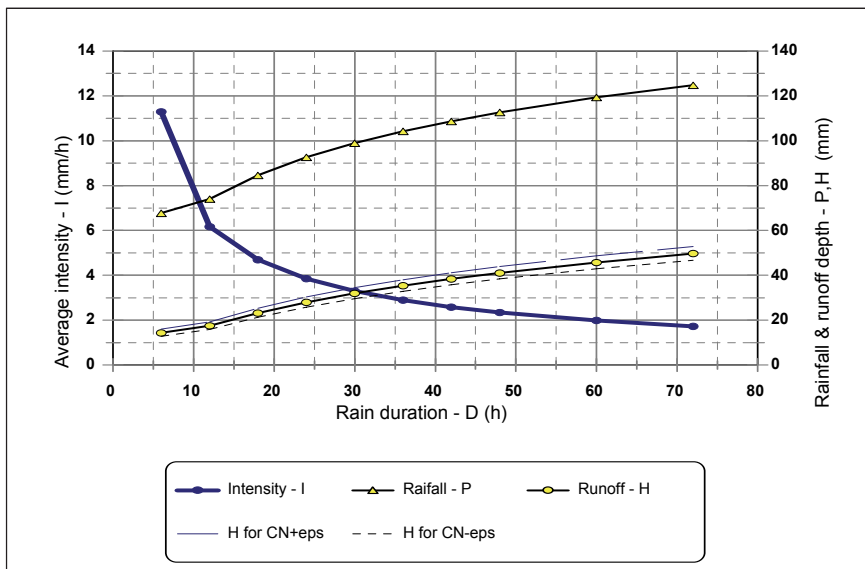


Fig. 3. Rainfall intensity-duration and depth-duration relationships of return period of 100 years for center of Poland with runoff depths for Zagożdżonka catchment

Rys. 3. Zależności natężenie-czas trwania i warstwa-czas trwania opadu o okresie powtarzalności 100 lat dla centrum Polski z warstwami odpływu ze zlewni Zagożdżonki

Standard error of estimation of CN in formula 1 was $\epsilon=1.54$. CN value according to the formula 1 is decreasing with rainfall increase, what was called by Van Mullem et al. (2002) as standard behavior of a catchment, and approaches a constant value of 69.8 at higher rainfalls, which is very close to that value estimated on the base of soil type and land use, i.e. $CN_{table}=71.5$ (Banasik 1994).

Runoff depth for each of the 10 assumed events was computed from the USDA-NRCS (2003) formula:

$$H = \begin{cases} \frac{(P - 0.2S)^2}{(P + 0.8S)} & \text{for } P > 0.2S \\ 0 & \text{for } P \leq 0.2S \end{cases} \quad (2)$$

where:

H – estimated runoff depth (mm)

S – maximum potential retention (mm), computed from the equation:

$$S = 25.4 \left(\frac{1000}{CN(P)} - 10 \right) \quad (3)$$

where CN(P) has been estimated according to formula 1. The computations have been then repeated for $CN(P) \pm \varepsilon$ (i.e. increasing and decreasing the value of CN of the standard error of estimation, respectively). Results of the runoff depths – H are presented in the Figure 3.

For the rainfall of return period of 100 years, the rainfall depth increases from 67.8 mm when the rain duration is 6 hours to 124.9 mm when the rain duration is 72 hours. The Curve Number according the eq. 1 would decrease from 70.8 to 69.8 for the respective rain durations and depths, and the runoff depths would increase from 14.5 mm to 49.8 mm. The variation of CN of its standard error of estimation $\varepsilon = 1.54$ would cause changes in runoff depth from 13.0 mm to 16.1 mm for rain duration of 6 h and from 46.8 to 52.9 for rain duration of 72 hours.

3. Results

3.1. Prediction of flood hydrographs

The responses of the Zagożdżonka catchment to each rainfall event has been computed with the use of the following assumption: constant rainfall intensity, no areal reduction of the rainfall depth, formation of runoff during the rain – according the formula 2, i.e. with initial losses equal to 20% of maximum potential retention, instantaneous unit hydrograph is unchanged and computed according to Nash model with parameters defined in the section 2.3. Time step of computation has

been assumed as one hour. Predicted flood hydrographs as a response of the catchment to rainfall event of 100 year return period of various duration and for CN estimated according the eq. 1 are shown in the Figure 4. One can notice from the Fig. 4 that there is initial increase of peaks of runoff hydrographs with rain duration, with maximum of $27.3 \text{ m}^3/\text{s}$ at $D = 30$ hours, and then the peaks of runoff hydrographs are decreasing. This is the effect of simultaneous increase of runoff volume and decrease of rainfall (and runoff) intensity.

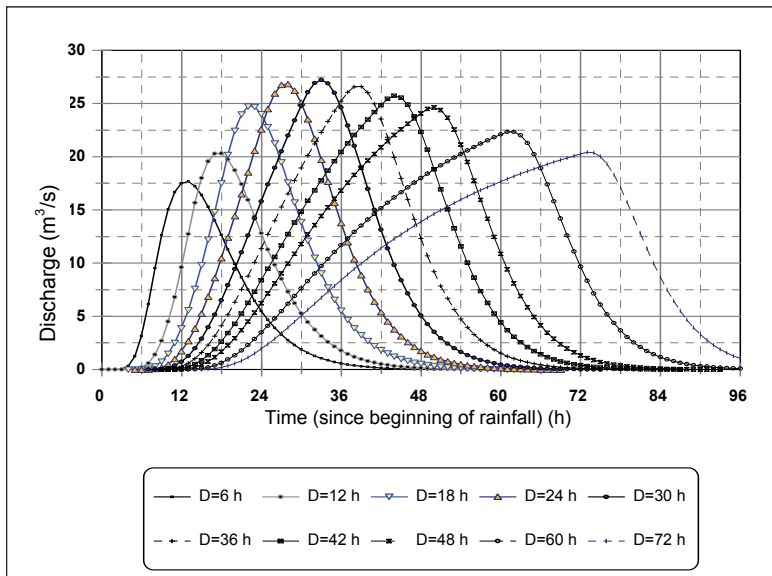


Fig. 4. Simulated direct runoff hydrographs for rainfall of return period of 100 years and for various duration (D)

Rys. 4. Hydrogramy odpływu bezpośredniego dla opadów o okresie powtarzalności 100 lat i o różnym czasie trwania (D)

3.2. Flood peak discharge vs rain duration for various Curve Number

Peaks of direct runoff hydrographs computed as responses of the analyzed catchment to rainfall events of 100 year return period, and with the CNs estimated according to eq. 1, seen in the Fig. 4, are shown in the Fig. 5, versus rain duration (as the blue line – for CN). The maximum value of peak discharges of $27.3 \text{ m}^3/\text{s}$ was reached for rain duration of 30 hours. Taking into account the standard error of estimation of

CN in equation 1 (i.e. $\varepsilon = 1.54$), the maximum value of at peak discharges were also reached for duration of 30 hours, approaching $28.9 \text{ m}^3/\text{s}$ for $\text{CN}+\varepsilon$ and $25.5 \text{ m}^3/\text{s}$ for $\text{CN}-\varepsilon$ (Fig. 5). This indicates that changes of the Curve Number, i.e. increase or decrease of the standard error of estimation would change the maximum discharge of 5.6% and -6.6%, respectively.

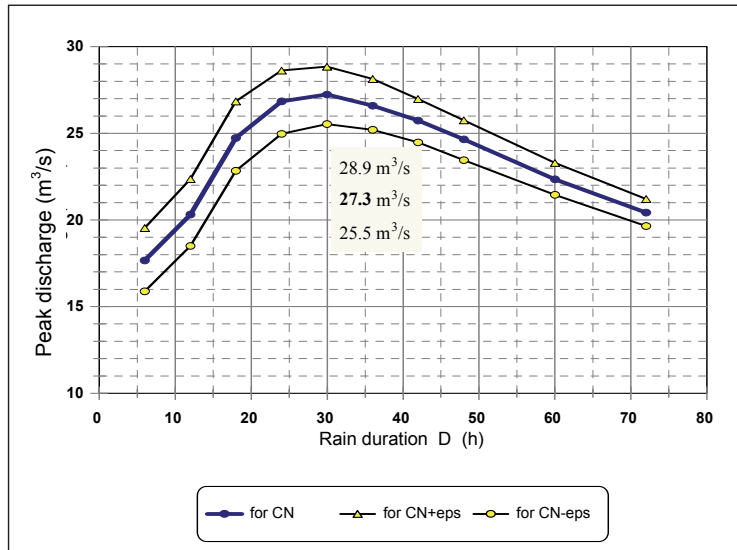


Fig. 5. Computed peaks of direct runoff hydrographs of rainfall events of 100 year return period, with various CNs, versus rainfall duration

Rys. 5. Przepływy maksymalne hydrogramów odpływu bezpośredniego, wywołanego opadami o okresie powtarzalności 100 lat, dla różnych wartości CN, w zależności od czasu trwania opadu

4. Conclusions

- The rainfall-runoff procedure indicated high sensitivity of peak discharge to CN value (change of 1.54 in CN made ca. 6% change in flood flow).
- The initial increase of peaks of runoff hydrographs with rain duration, and then the gradual decrease of the peaks is the effect of simultaneous increase of runoff volume and decrease of rainfall (and runoff) intensity.

Acknowledgment

The investigation described in the paper is part of the research project KORANET founded by PL-National Center for Research and Development (NCBiR)

References

- Banasik, K. (1994). *Model sedymentogramu wezbrania opadowego w malej zlewni rolniczej* [Sedimentgraph model of rainfall event in small agricultural watershed; in Polish with an English summary]. Theses & Monographs, 191. Warsaw: Warsaw Agricultural University-SGGW Press.
- Banasik, K. (2011). Catchment responses to heavy rainfall events in a changing environment. In: *Prediction and reduction of diffuse pollution, solid emission and extreme flows from rural areas: case study of small agricultural catchments*, 61-74. Warsaw, WULS-SGGW Press.
- Banasik, K. & Gorski, D. (1993). Evaluation of rainfall erosivity for East Poland. Proc. International Symposium on *Runoff and Sediment Yield Modelling*, Eds: Banasik, K. & Żbikowski, A. Warsaw, Poland, Sept. 14-16, 1993, Warsaw Agricultural University Press, 129-134.
- Banasik, K. & Hejduk, A. (2014). Ratio of basin lag times for runoff and sediment yield processes recorded in various environment. *Sediment Dynamics from the Summit to the Sea*, Proceedings of a symposium held in New Orleans, Louisiana, USA, 11-14 December 2014, IAHS Publ. 367, 163-169.
- Banasik, K. & Hejduk, L. (2012). Long-term changes in runoff from a small agricultural catchment. *Soil & Water Res.*, 7(2), 64-72.
- Banasik, K., Hejduk, L., Oygarden, L. (Eds), (2011). *Prediction and reduction of diffuse pollution. Solid emission and extreme flows from rural areas – case study of small agricultural catchments*. Warsaw: WULS-SGGW Press.
- Banasik, K., Krajewski, A., Sikorska, A. & Hejduk, L. (2014). Curve Number estimation for a small urban catchment from recorded rainfall-runoff events. *Archives of Environmental Protection*, 40(3), 75-86.
- Banasik, K., Madeyski, M., Mitchell J.K., Mori K. (2005). An investigation of lag times for rainfall–runoff–sediment yield events in small river basins. *Hydrological Sciences Journal*, 50(5), 857-866.
- Banasik, K. & Walling, D. (1996). Predicting sedimentgraphs for a small agricultural catchment. *Nordic Hydrology*, 27(4), 275-294.

- Banasik, K., Woodward, D., Hawkins R. (2014). Curve Numbers for Two Agro-Forested Watersheds. *World Environmental and Water Resources Congress 2014: Water without Borders*, 2235-2246. ASCE, Portland, Oregon, June 1-5, 2014.
- Bogdanowicz, E., & Stachy, J. (1998). Maksymalne opady deszczu w Polsce. Charakterystyki projektowe (Maximal rainfall in Poland. Design characteristics). *Materiały badawcze. Seria: Hydrologia i Oceanologia*, 23. Warszawa, IMGW.
- Hawkins, R.H. (1993). Asymptotic determination of curve numbers from data. *Journal of Irrigation and Drainage Division, American Society of Civil Engineers*, 119(2), 334-345.
- Hlavcova, K., Kohnova, S., Kubes, R., Szolgay, J., Zvolensky M. (2005). An empirical method for estimating future flood risk for flood warnings. *Hydrology and Earth System Sciences*, 9(4), 431-488.
- Ignar, S. (1998). The SCS method and its application for effective rainfall determination (in Polish), *Przegląd Geofizyczny (Review of Geophysics)*, XXXII(4), 451-455, 1988.
- Karabova, B., Sikorska, A.E., Banasik, K., Kohnova S. (2012). Parameters determination of a conceptual rainfall-runoff model for a small catchment in Carpathians. *Annals of Warsaw University of Life Sciences – SGGW, Land Reclamation*, 44(2), 155–162.
- Krajewski, A., Lee, H., Hejduk, L., Banasik K. (2014). Predicted small catchment responses to heavy rainfalls with SEGMO and two sets of model parameters. *Annals of Warsaw University of Life Sciences – SGGW, Land Reclamation*, 46(3), 205-220.
- Miler, A. (2012). Ocena wpływu zmian użytkowania terenu na odpływy wezbraniowe przy użyciu metody CN – SCS. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 14, 512–524.
- USDA-Natural Resource Conservation Service (2003). *National Engineering Handbook. Part 630, Hydrology*.
- Van Mullem, J.A., Woodward D.E., Hawkins R.H., Hjelmfelt A.T., Quan Q.D. (2002). Runoff Curve Number method: Beyond the Handbook”. *Proceedings of Second Federal Interagency Hydrologic Modeling Conference*, Las Vegas, Nevada.
- Williams, J.R. (1978). A sediment graph model based on the instantaneous unit sediment graph. *Water Resources Res.* 14(4), 659-664.

Zależność przepływu powodziowego od parametru CN i czasu trwania deszczu w małej zlewni rzecznej

Streszczenie

Przepływy maksymalne o niskim prawdopodobieństwie przewyższenia są potrzebne przy projektowaniu i utrzymaniu budowli wodnych i komunikacyjnych (jazy, zbiorniki, ujęcia wód, mosty, przepusty) oraz w ochronie przed powodzią, w tym również przy tworzeniu map ryzyka powodziowego. W przypadku małych zlewni, zwykle nie posiadających pomiarów hydrometrycznych, podstawowym sposobem wyznaczenia takich przepływów jest zastosowanie modeli opad odpływ. Celem pracy było sprawdzenie reakcji małej, rolniczo-leśnej zlewni nizinnej w postaci hydrogramu odpływu bezpośredniego, na ulewne deszcze o przyjętym 1-procentowym prawdopodobieństwie przewyższenia i różnym czasie trwania, oraz przy różnym potencjale formowania się odpływu bezpośredniego w zlewni, charakteryzowanego parametrem CN. Parametry modelu przyjęto na podstawie wieloletnich badań hydrologicznych przeprowadzonych w badanej zlewni. Parametr CN uzależniono od wysokości opadu i dodatkowo wzięto pod uwagę wpływ niepewności w ustaleniu jego wartości na wynik obliczeń. Parametry chwilowego hydrogramu jednostkowego przyjęto jako stałe we wszystkich scenariuszach obliczeniowych. Przedstawiony w wynikach obliczeń – początkowy wzrost przepływów kulminacyjnych hydrogramów odpływu bezpośredniego, a następnie spadek, wraz ze wzrostem przyjmowanych czasów trwania opadów jest efektem równoczesnego oddziaływania wzrastającej objętości odpływu, z danego opadu i zmniejszającego się natężenia średniego. Wyniki analizy wskazują na wysoką wrażliwość przepływów kulminacyjnych na zmianę parametru CN (zmiana CN o wartość standardowego błędu oceny wywołują ok. 6% zmianę przepływu kulminacyjnego).

Abstract

Estimations of flood peak discharges of low probability of exceedance are required for designing and maintaining hydraulic and road structures (reservoirs, weirs, water intakes, bridges, culverts) as well as for flood protection, including assessment of the risk of flooding. Rainfall-runoff models are usually the only alternative for such estimations in case of small catchments as there is a lack of sufficient, good quality historic data to be used for applying the traditional i.e. statistical methods. The aim of this study was to check responses of a small agro-forested catchment to rainfall of assumed 1% probability of

exceedance and of various duration, and with various potential of the catchment to form runoff, characterize by a changeable Curve Number – CN. Field data of rainfall-runoff events, recorded in the investigated catchment of Zagożdżonka river since 1980, were used to estimate the model parameters. Application of the rainfall-runoff procedure indicated high sensitivity of peak discharge to CN value. A change in CN of the value of standard error of estimation made ca. 6% change in flood flow.

Słowa kluczowe:

modelowanie opad-odpływ, parametr CN, mała zlewnia, niepewność przepływów obliczeniowych

Keywords:

rainfall-runoff modelling, curve number, small catchment, design flood uncertainty



Assessment of Phosphorus Retention in the Bottom Sediments of the Solina-Myczkowce Complex of Reservoirs

Lilianna Bartoszek, Piotr Koszelnik
Rzeszów University of Technology

1. Introduction

The process of retention pertaining to the phosphorus compounds, taking place in the bottom sediments, consists of three sub-processes: deposition of phosphorus on the surface of the sediments, transformations of phosphorus (mainly organic), and immobilization of phosphorus in the sediments and permanent deposition or penetration within the deeper layers of the sediments. The easier sorption of phosphate ions is, the more Fe, Mn, Al, Ca and organic compounds with a high adsorption capacity is contained in the sediment. Under favorable conditions, should the external load be limited, internal phosphate flux into the overlying water may be initiated (Bartoszek & Tomaszek 2007, Brzozowska et al. 2013, Wisniewski 2007a). Intensity of the exchange of the substances between the aforementioned phases is dependent on the area of contact between them. Under natural conditions, in case of the water ecosystems, the contact areas are enlarged through resuspension of the bottom sediments, the result of which is visible in intensified release of the biogenic substances into the overlaying water, and in increased oxygen consumption during decay processes (Żbikowski 2004). The available research on phosphorus retention in the water body deposits is focused mainly on the “bottom sediment – overlying water” setting. The research is usually carried out with the use of *ex situ* methodology, and sediments with disturbed layers layout were being used to realize that purpose (Hupfer et al.

2000, Jin et al. 2005, Liu et al. 2002). Many of a researchers stated that phosphorus adsorption process in the bottom sediments was tied to the endothermic reactions, as adsorption values were increased proportionally to the temperature (e.g. Hupfer et al. 2000, Jin et al. 2005).

Zero equilibrium phosphate concentration EPC-0 is a very usable measure to assess the bottom sediments, within the scope of adsorption or desorption of phosphate phosphorus, with a defined difference of concentrations between the interstitial water, and overlying water (Wiśniewski 1999). Wiśniewski (1999, 2004 and 2007b), in order to determine the EPC-0 value, utilized a simplified procedure, using a proportion of ca. 40 cubic centimetres of fresh sediment in one litre of the pipeline water. The suspended solids with a variety of phosphate concentrations were undergoing a resuspension process, realized with a magnetic mixer, for 10 minutes, along with re-sedimentation which lasted for 90 minutes.

The aim of the study was to assess the capacity of the bottom sediments of the Solina and Myczkowce complex of dammed reservoirs, within the scope of phosphate retention, on the basis of the *ex situ* research, carried out with regard to the undisturbed cores of the bottom sediments. The bottom sediments constitute an important element of the water ecosystems, mainly due to the problems emerging within the scope of rehabilitation of the degraded reservoirs, connected to the lack of effectiveness of the actions carried out. In order define the equilibrium concentration of the phosphates (EPC-0), a modified methodology was developed, utilizing undisturbed sediment cores. Transferring the *ex situ* experiment results and adapting them for interpretation, extrapolated for the purposes placed within the field research, shall always be realized with caution. However, if the research is based on the sediments that are extracted with disturbance of their natural structure, there is a much higher risk of error than in case of the undisturbed cores.

2. Research area and methodology

Solina reservoir is the largest and the deepest dammed reservoir in Poland (Fig. 1). Along with a smaller Myczkowce reservoir, Solina is a part of the Solina – Myczkowce S.A. Hydropower Plant Complex. Myczkowce acts as a compensation reservoir, acting in support of the pumping power station. San waters coming from the hypolimnion of the Solina

lake constitute the main tributary of the Myczkowce reservoir (more than 90%) (Koszelnik 2013). The catchment area has a mountainous profile, and is not densely populated. The settlements are usually located close to the tributary mouths and in the basin area located directly next to the reservoir. The economic activity within the area is focused mainly on tourism. Solely lumber industry is present within the region. The forested areas dominate the terrain, particularly in the drainage areas of the larger tributaries – Solinka and San (Koszelnik et al. 2008, Koszelnik 2013).

The bottom sediments for the experimental research were extracted at three positions, located within the area of the Solina reservoir and at two stations of the Myczkowce reservoir (Fig. 1). The research was carried out in July and at the beginning of August 2007. Accurately six undisturbed cores of the sediments were extracted from the each site with the use of plexiglass pipes (0-5 cm layer). The pipes were sealed at the bottom with a silicone cap, and then they were transported in a thermally stabilized container to the laboratory. At the lab, the water over the sediment cores was replaced with the reservoir water, diluted (1:4 ratio) with distilled water containing proper content of the phosphate phosphorus (coming in a form of the KH_2PO_4 compound). EPC-0 concentration was determined under the aerobic and anoxic conditions, within the phosphate phosphorus concentrations ranging from 0.0 to 1.3 mg P dm^{-3} . In order to achieve anoxic conditions, once the solutions were prepared, they were depleted of oxygen with the use of anhydrous sodium sulfate (IV) (Wiśniewski 1995, Wiśniewski 2006).

The sediments underwent 10 minutes resuspension, realized through mixing of the surface 1 cm layer, with the use of a mechanical mixer (ca. 150 RPM). According to Panigatti & Maine (2003), phosphorus adsorption takes place in the thin upper layer of the sediment (ca. 1 cm). Assuming that ca. 1 cm of the top layer of the core is going to undergo the mixing process, quantity of the sediment which is going to undergo resuspension constituted ca. 40 cubic centimetres of the sediment in 1 liter of the solution, creating a suspension which is often noted during the presence of intense wind-generated waves in the lake (Wiśniewski 1999, 2004 and 2007b). The containers were sealed off for the mixing period with the Parafilm film (Pechiney, USA) with a small perforated hole in it, allowing the mixing device's elements to rotate. The tests were carried out at the room temperature of ca. 25°C . Next, the reactors were

left aside in a dark and cool place for 110 minutes, in order to allow the suspended solution to re-sediment. After 2 hours long exposure in the over-sediment water, concentration of the phosphate phosphorus ($P-PO_4^{3-}$) was determined. The analysis pertaining to the $P-PO_4^{3-}$ in the water samples was realized with the use of a spectrophotometric method (reaction involving ammonium molybdate) using Aquamate spectrophotometer (Thermo, UK).

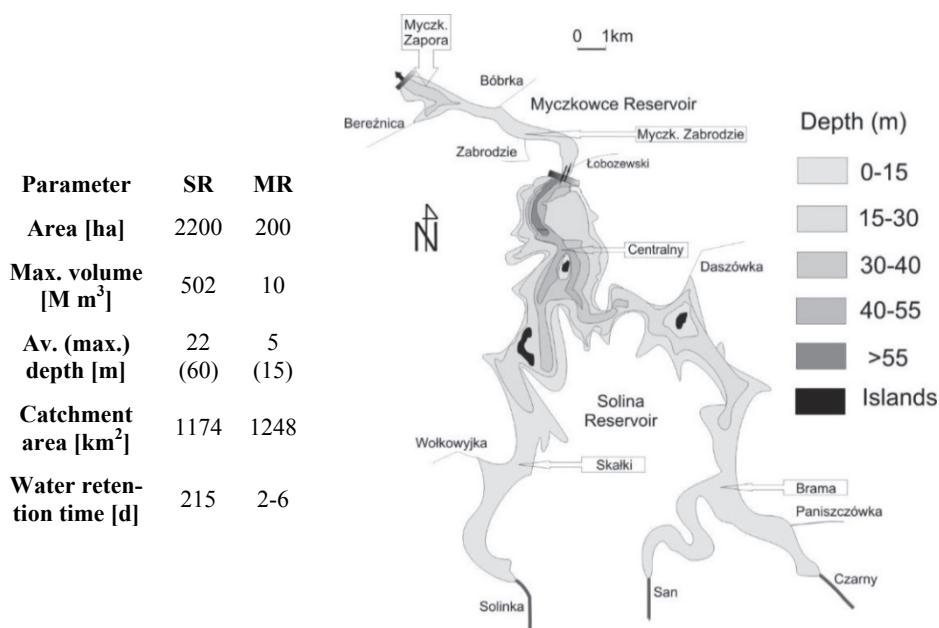


Fig. 1. Locations of the sampling points in the Solina (SR) and Myczkowce (MR) reservoirs and its morphometric parameters

Rys. 1. Rozmieszczenie punktów pobierania osadów dennych w zbiornikach Solina (SR) i Myczkowce (MR) oraz parametry morfometryczne zbiorników

Oxygen and redox potential (Eh) measurements were carried out with the use of a multi-parameter MultiLine P4 meter (WTW Germany), fitted with the Cellox 325 oxygen probe (O_2) and with a combined Sen Tix ORP electrode (Eh). On the basis of the acquired $P-PO_4^{3-}$ concentration data, before and after the 2 hours long exposure, equilibrium phosphate concentration EPC-0 was determined to act as a zero location for the $C_p-C_k = f(C_p)$ linear function, where the parameter values were marked as follows: C_p – initial concentration of the $P-PO_4^{3-}$ before the

exposure, C_k – final concentration of the $P-PO_4^{3-}$, after 2 h of exposure. In order to interpret the experiment results, results of the research carried out within the period between 2005 and 2006, regarding the water and bottom sediments at the same locations, were utilized. Water and sediment samples were taken 16 times within the period from spring to autumn. $P-PO_4^{3-}$ and total phosphorus (TP) levels were marked with a spectrophotometric method (TP was determined after the mineralization process in the presence of H_2SO_4 along with peroxodisulfides). TP, Fe, Al and Mn presence in the sediments was analyzed via spectrophotometry after the microwave mineralization procedure was executed (in concentrated HNO_3 , at the pressure of 2-4.5 MPa). Ca content values were determined with the use of the AAS technique (Perkin Elmer, AAnalyst 300). The dried sediments were baked at the temperature of $550^\circ C$ for 4 hours, in order to calculate the organic matter content. Fractionation analysis within the sediments was executed with the use of the SMT method (Pardo et al. 2004, Ruban et al. 2001). The following fractions were obtained: Non-Apatite Inorganic Phosphorus (NAIP, forms bound with oxides and hydroxides of Al, Fe and Mn), Organic Phosphorus (OP) and Apatite Phosphorus (AP, Ca-bound form).

3. Results and Discussion

During the experimental research under the aerobic conditions, it turned out that the best retention properties were recorded in case of the sediments coming from Myczk. Zapora, and Skalki locations, and insignificantly worse from the Brama and Centralny locations. The worst retention properties had sample came from the Myczk. Zabrodzie sampling point (Fig. 2 and 3). Deposits coming from the Myczk. Zapora and Skalki locations did not differ significantly within the scope of Al, Ca, Fe, Mn and AP fraction content (Table 1), which was confirmed by the variance analysis (ANOVA; $p < 0.05$) of the mean content of the parameters examined in the sediments within the period between 2005 and 2006 (Bartoszek et al. 2015). Insignificantly weaker retention within the sediments at the Centralny station could have been caused by the lower calcium content, despite the higher content of the remaining substances mentioned above.

Much smaller phosphorus retention capacity was shown by the sandy deposits of the Myczk. Zabrodzie location – this was related to much lower Fe, Mn and Al content, as well as to the lower value of the Fe/P ratio (ca. 25), which means that the binding between the phosphorus and the above-mentioned elements was weaker. Low retention capacity of the sediments from the aforementioned location could also have been caused by the limited quantity of the organic matter, which had an impact on the OP fraction content, as well as on the NAIP content, within the deposits. Humic acids, along with iron, cause the phosphorus to be immobilized in a form of non-mobile humus – iron – phosphorus compounds (Kentzer 2001). The remaining metals – Al, Mn, Ca – are also capable of creating complex compounds with the organic matter and phosphorus, within the sediments (Darke & Walbridge 2000). Under anoxic conditions, higher retention values were observed for the sediments at the Centralny location and Myczk. Zapora, while phosphorus retention was the weakest in case of the Skalki location deposits (Figs 2 and 3). In the sediment from the Brama and Myczk. Zabrodzie locations, phosphorus retention under anoxic conditions were weaker. A large excess of Fe and Mn in the deposits makes it possible to stabilize the connection between the phosphorus and these elements, when the redox potential value is low.

Phosphorus may be durable binded by iron (III) oxides and hydroxides. This durability is indicated by high values of the Fe/P ratio in case of the bottom sediments of the analyzed water bodies, within the period between 2005 and 2006 (on average: 52.4 for Solina and 41.5 for Myczk. Zapora). The lacustrine zones of the reservoirs usually feature the sediment with a more fine grain, in comparison with the areas of the river inflow. Exchange of phosphorus in the water – sediment interface is also dependent on contribution of the fine particles of the sediment which – for a longer period of time – remain in the suspension, once the resuspension process occurs (Wiśniewski 1995).

The sediments of the Brama location were very atypical, well consolidated and viscous, this could have contributed to their varied appearance. The lowest Eh value (97.1 mV) could be attributed to the solutions, during the tests related to the sediments coming from the above-mentioned location.

Table 1. Average values of the selected parameters and contribution of the phosphorus fraction in the total quantity of phosphorus in the bottom sediments of the Solina and Myczkowce reservoirs, within the period between 2005 and 2006

Tabela 1. Średnie wartości wybranych parametrów i udział frakcji fosforu w fosforze całkowitym w osadach dennych zbiorników zaporowych Solina i Myczkowce w latach 2005-2006

Station		Centralny	Brama	Skałki	Myczk. Zapora	Myczk. Zabrodzie
Parameter						
P _{tot}	[mg g ⁻¹ of d.w.]	0.91 ± 0.05	0.86 ± 0.05	0.69 ± 0.02	0.87 ± 0.08	0.62 ± 0.04
Fe		44.6 ± 5.7	43.3 ± 2.7	39.8 ± 2.5	35.9 ± 2.9	15.6 ± 3.5
Mn		2.82 ± 1.1	2.10 ± 0.5	1.66 ± 0.3	1.37 ± 0.3	0.58 ± 0.3
Al		40.5 ± 4.5	38.9 ± 5.0	35.8 ± 2.6	34.1 ± 4.1	16.4 ± 3.6
Ca		7.67 ± 1.5	12.0 ± 3.3	14.2 ± 3.4	12.9 ± 6.2	27.1 ± 7.5
Fe/P		49.0 ± 6.1	50.6 ± 2.4	57.8 ± 4.5	41.5 ± 4.4	25.2 ± 3.6
OM	[%]	8.86 ± 0.6	8.81 ± 0.6	8.19 ± 0.5	11.5 ± 2.5	2.79 ± 1.9
NAIP		26.0 ± 3.0	22.9 ± 2.4	18.3 ± 3.2	29.6 ± 3.3	21.0 ± 2.6
OP		35.2 ± 3.6	34.0 ± 1.9	31.7 ± 2.5	33.1 ± 2.5	23.0 ± 2.5
AP		35.2 ± 5.3	39.7 ± 3.8	44.5 ± 3.1	34.0 ± 2.4	51.6 ± 3.5
W _o		68.6 ± 6.7	64.5 ± 3.9	58.9 ± 1.7	68.6 ± 6.9	42.1 ± 2.4

This also had an impact on maintaining the bonds with phosphorus under anoxic conditions. Hence, the phosphorus retention in case of the deposits collected at that location could have been harder, due to the atypical structure of the sediment and the lowest redox potential in case of the solution, which also could have been a reason for achieving one of the higher EPC-0 values under anoxic conditions (Table 2). The bottom sediments, in case of the dammed reservoirs, were characterized by very low EPC-0 values in the oxygenated conditions. Oxygen concentrations above the sediments ranged – before the exposure – within the scope between 6.52 and 7.61 mg O₂ dm⁻³, while after the exposure was completed, the values ranged between 3.9 and 5.05 mg O₂ dm⁻³. The lowest EPC-0 value was recorded for the sediments at the Brama location (0.007 mg P dm⁻³), the highest was reached at the Centralny (0.057 mg P dm⁻³). The obtained EPC-0 values for the remaining deposits were very close to one another. The value of the P-PO₄³⁻ EPC-0 concentration suggests that releasing of the phosphates to the overlying water may be expected, once the phosphate phosphorus concentration is lower than the above-mentioned value.

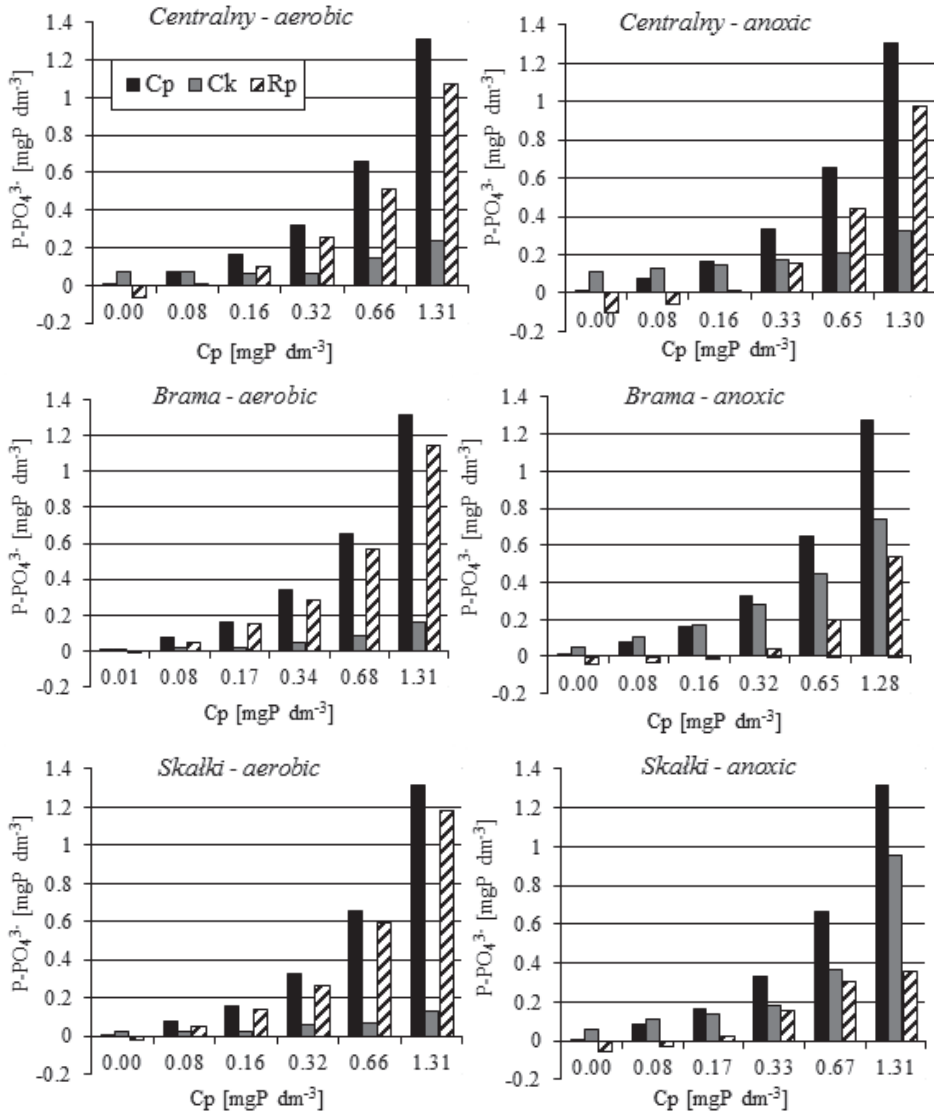


Fig. 2. Retention of phosphate phosphorus (R_P) [mg P dm⁻³] in the bottom sediments of the Solina reservoir, after 2 hours long exposure in aerobic and anoxic conditions

Rys. 2. Retencja fosforu fosforanowego (R_P) [mg P dm⁻³] w osadach dennych zbiornika Solina po 2 h ekspozycji w warunkach aerobowych i anoksyicznych

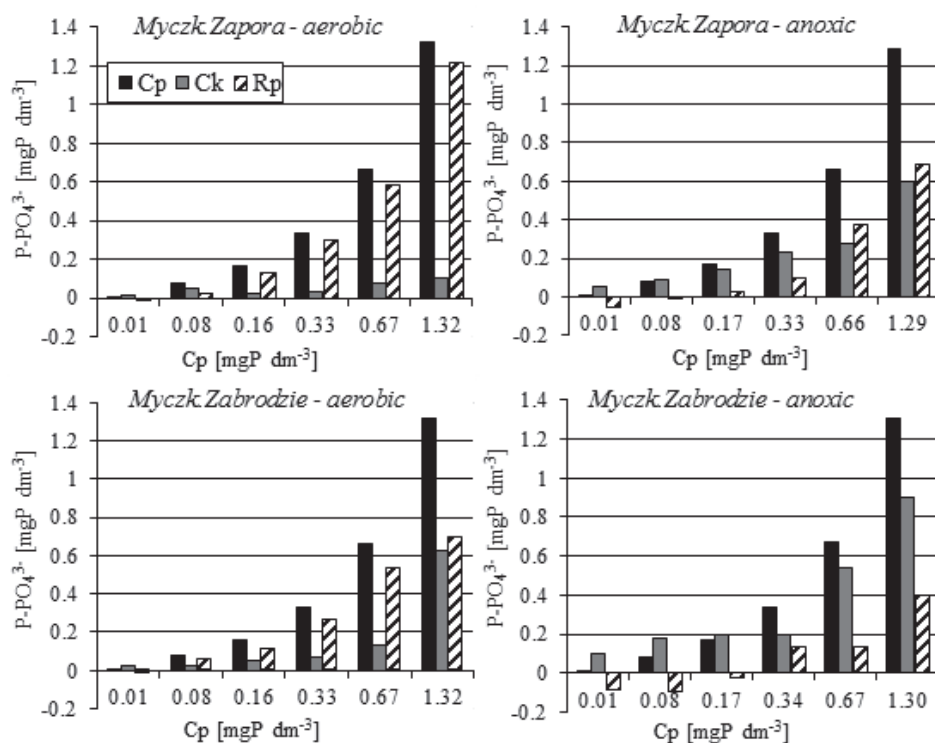


Fig. 3. Retention of phosphate phosphorus (R_p) [mg P dm^{-3}] in the bottom sediments of the Myczkowce reservoir, after 2 hours long exposure in aerobic and anoxic conditions

Rys. 3. Retencja fosforu fosforanowego (R_p) [mg P dm^{-3}] w osadach dennych zbiornika Myczkowce po 2 h ekspozycji w warunkach aerobowych i anoksycznych

However, adsorption of P-PO_4^{3-} may be expected, once the phosphate phosphorus concentration in the overlying water exceeds the EPC-0 value (House 2003). Within the period between 2005 and 2006 no values of P-PO_4^{3-} concentration lower than the EPC-0 value were recorded, however this only applies to the case of the Brama location (Table 3).

The remaining locations (particularly the Centralny one) insignificantly lower mineral phosphorus concentrations were observed. Theoretically – to a minor degree – the release process pertaining to the phosphates could have been occurring, leading to the process in which the

concentrations between the interstitial waters and the water layer above the bottom was being balanced. The total phosphorus concentration, particularly in the overlying water of the Solina reservoir, was much higher, as a large contribution of the organic and suspended forms was present.

Table 2. The determined EPC-0 values [mg P dm^{-3}] for the bottom sediments of the Solina and Myczkowce reservoirs (r – correlation coefficient)

Tabela 2. Wyznaczone wartości równowagowego stężenia fosforanów EPC-0 [mg P dm^{-3}] dla osadów dennych zbiorników zaporowych Solina i Myczkowce (r – współczynnik korelacji)

Station	Aerobic conditions			Anoxic conditions		
	EPC-0 [mg P dm^{-3}]	r	n	EPC-0 [mg P dm^{-3}]	r	n
Centralny	0.057	0.999	6	0.140	1.000	6
Brama	0.007	1.000	6	0.169	0.993	6
Skalki	0.020	1.000	6	0.106	0.994	5
Myczk. Zapora	0.026	0.999	6	0.103	0.995	6
Myczk. Zabrodzie	0.021	1.000	5	0.274	0.997	5

This shows that even despite the fact that the concentration of the mineral form of phosphorus was low, the processes of depositing outweighed the potential release. Particularly due to the fact that water in the area close to the bottom of the Solina reservoir, on the dates when the samples were drawn, throughout the whole period of the research (2005-2006) has shown quite good oxygenation parameters ($> 4 \text{ mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$). During the research carried out in the anoxic conditions, oxygen concentrations in the solutions above the sediments, before the exposure, ranged from 0.01 to 0.03 $\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$, and these levels were maintained through ca. 2 hours of exposure. As the oxygen content is lowered, redox potential is also lowered in the overlying water. Redox potential measurements (Eh), due to the prolonged value stabilization periods, initially were carried out solely for prepared, de-oxygenated initial solutions. The obtained Eh values were contained within a range between 97.1 and 136.4 mV. In the anoxic conditions, higher values of the EPC-0 parameter were achieved. The highest EPC-0 value was achieved for the samples from the Myczk. Zabrodzie (0.274 mg P dm^{-3}), while the lowest values were recorded at the Myczk. Zapora (0.103 mg P dm^{-3}) and Skalki (0.106 mg P dm^{-3}).

P dm⁻³). Exchange of the substances between the bottom sediments and overlying water is largely dependent on the oxidation – reduction conditions present on the thin upper layer of the deposits. Compounds of phosphorus with iron and manganese and organic derivatives dependent on changes in the redox potential are all responsible for increased release in the oxygen deficit conditions.

Table 3. Concentrations of the phosphate and total phosphorus concentrations in the waters of the Solina and Myczkowce reservoirs, within the period between 2005 and 2006 (sw – surface waters, ow – overlying water)

Tabela 3. Stężenia fosforu fosforanowego i całkowitego w wodzie zbiorników zaporowych Solina i Myczkowce w latach 2005-2006 (sw – woda powierzchniowa, ow – woda naddenna)

Station	Centralny		Brama		Skałki		Myczk. Zabr.	
	sw	ow	sw	ow	sw	ow	sw	ow
P-PO ₄ ³⁻ [mg P dm ⁻³]								
Mean	0.03	0.04	0.03	0.05	0.03	0.04	0.05	0.05
Minim.	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01
Max	0.09	0.07	0.09	0.12	0.07	0.11	0.12	0.15
Std. Dev.	0.02	0.02	0.02	0.03	0.02	0.03	0.03	0.05
TP [mg P dm ⁻³]								
Mean	0.06	0.14	0.08	0.16	0.07	0.11	0.11	0.12
Minim.	0.02	0.05	0.03	0.08	0.02	0.05	0.02	0.04
Max	0.12	0.29	0.19	0.28	0.14	0.26	0.29	0.28
Std. Dev.	0.03	0.08	0.04	0.07	0.04	0.05	0.07	0.07

The reason for presence of the varied values of the EPC-0 parameter for the bottom sediments in the examined reservoirs was searched for through analysis of the chemical composition and content of the phosphorus fraction results, obtained throughout the research carried out in the recent years. The EPC-0 values from the Centralny and Skałki locations could have been influenced by the total phosphorus and mobile fractions (NAIP + OP) values, higher within the sediments of the lacus-

trine zone (Centralny) and lower in case of the riverine zone (Skalki). In the Myczkowce reservoir, higher EPC-0 value in aerobic conditions was recorded for the deposits from the Myczk. Zapora location. In case of these sites, higher total phosphorus content was visible, along with higher concentrations of the NAIP and OP fraction, especially in comparison with the Myczk. Zabrodzie location. Despite the lower phosphorus and mobile fractions content, maximum EPC-0 value for anoxic conditions was present in case of the sandy sediments of the shallow littoral zone of the Myczk. Zabrodzie location. Lower durability of the phosphorus compounds in these conditions must have resulted from lower iron, manganese (2 times less) and organic matter (4 times less) contents in the bottom sediment (Table 1).

The analysis of the impact of the selected parameters on the EPC value has shown that there is a statistically significant negative correlation between the EPC-0 and content of the organic matter in the anoxic conditions ($r = -0.908$; $p < 0.05$). Increased EPC-0 value, along with decreased organic matter content, confirms the fact that creation of immobile complex connections formed by phosphorus and humus compounds and metals, is a significant mechanism of phosphorus retention in typically mineral sediments of the reservoirs. Humus substances constitute up to 80% of the general quantity of the organic substances contained in the sediments (van Loon & Duffy 2007). Moreover, significant correlation were observed for the negative relationships between the average content of the Fe, Al, Fe/P ratio, and EPC-0, in anoxic conditions ($r = -0.796$, $r = -0.811$; $r = -0.800$ respectively). However, these relationships were not statistically significant ($p > 0.05$).

On the basis of the data derived from the literature (Table 4) it was noted that the phosphorus content in the sediments of some other water bodies had a statistically significant ($r = 0.765$; $p < 0.05$) impact on the obtained EPC-0 values in the aerobic conditions. In case of the research presented in the work, no statistically significant correlation was confirmed, neither for aerobic, nor for the anoxic conditions. Low quantity of the recorded EPC-0 values (5 for the given conditions), including one for sandy littoral sediments (a separate type) does not ultimately exclude presence of such relationship. Borovec & Hejzlar (2001) did not discover any relationship between aerobic EPC-0 and the chemical composition of the benthic sediments (including sediments with phosphorus)

of the European lakes and reservoirs. Cyr et al. (2009) also did not observe the relationship between the aerobic EPC-0 parameter and the chemical composition in the littoral zone sediments.

Similarly low total phosphorus content ($0.3\text{--}0.6\text{ mg g}^{-1}$) and dominating presence of the apatite fraction ($\text{Ca-P} > 70\%$) were recorded in case of the littoral sediments of the German lake. Despite the fact that the mobile fraction constituted a minor ($< 3\%$) part of the total phosphorus, littoral, sandy deposits were considered to be a significant source for release of phosphorus during the summer season (Güde et al. 2000). According to Andersen & Ring (1999), the littoral sediments of the shallow, eutrophic lakes, may make a significant contribution to the load imposed on the water with the phosphorus substance, in comparison with the benthic sediments, especially in cases when oxygen concentration is low at the boundary between the sediment and overlying water. Cyr et al. (2009) achieved low values of the EPC-0 parameter in aerobic conditions (up to $0.005\text{ mg P dm}^{-3}$) for the littoral sediments in the Opeongo lake, however in conditions when resuspension was quite common, the researchers assumed that they may be a real source of phosphorus for the littoral plants.

Table 4. EPC-0 values determined for the bottom sediments of other water reservoirs (aerobic conditions, distorted layering)

Tabela 4. Równowagowe stężenia fosforanów EPC-0 wyznaczone dla osadów dennych innych zbiorników wodnych (warunki aerobowe, osady o zaburzonym uwarstwieniu)

Reservoir	EPC-0 [mgP dm^{-3}]	P_{tot} [$\text{mgP g}^{-1}\text{ d.w.}$]	Reference
Arendsee lake	0.137	0.203	Hupfer et al. 2000
East Taihu lake	0.02	0.451	Jin et al. 2005
Wuli lake	0.157	0.819	
Loch Leven lake	0.008-0.021	2.3	Spears et al. 2006
Łasińskie lake	0.942	–	Wiśniewski 1999
	0.239	–	
Jelonek lake	0.109	1.95	Wiśniewski 2006
	0.209	2.24	
Winiary lake	0.544	2.97	Wiśniewski 2007b
	0.209	1.65	

Both in case of the oxygenated, as well as in case of the anoxic conditions, phosphates are released from the eutrophic reservoirs' bottom sediments, however, release in oxygen-less conditions is more intensive (Selig 2003) and this was also confirmed by the research carried out. The capacity to release of phosphates out of the sediments, should an oxygen deficit occur in the overlying water, is better replicated by the EPC-0 value determined in the anoxic conditions.

Low EPC-0 values, low complete phosphorus and organic matter content in the deposits, altogether suggest that the bottom sediments of the Solina and Myczkowce reservoirs (excluding the sandy littoral deposits) are still at the first stage of trophic development, in conditions favourable for retention of the phosphorus compounds.

5. Conclusions

During resuspension of the sediments in the water body, release, as well as retention of the phosphates may both take place. The process type is, above all, dependent on concentration of the phosphates in the overlying water and on content of the parameters (Fe, Al, Mn, Ca, and OM) increasing the retention capabilities pertaining the sediments in the given oxidation – reduction conditions.

The sediments, in the examined reservoirs (excluding the sandy littoral deposits) turned out to have a great phosphorus retention capacity, especially under aerobic conditions. Phosphorus retention, under anoxic conditions, was less intense within the sediments of both reservoirs. Sediments sampled at the compensation reservoir turned out to be the most varied ones, within the scope of the retention capacity. Despite the lower iron, aluminum and manganese content, in comparison with the Solina reservoir, the Myczkowce lacustrine zone sediment (Myczk. Zapora) has shown the highest level of the phosphorus retention capabilities. This could have been connected with the highest organic matter content, which leads to emergence of hardly soluble complexes with metal ions, e.g. iron – phosphorus – humus.

The sandy littoral deposits, even though the total phosphorus, mobile fractions and organic matter contents were lower, turned out to be in possession of the highest capacity to release the phosphates in anoxic conditions (the highest value of EPC-0). At the same time, the phospho-

rus retention capacity was insignificant. In favourable conditions – higher water temperature, along with the lowered redox potential – may lead to release of the phosphorus from this type of sediments in case of both reservoirs.

In case of the Solina – Myczkowce reservoirs, phosphorus deposition in the bottom sediments outweighed the processes of release. This is proven mainly by the low capacity to release the phosphates, and high level of retention capacity in most of the sediments. Additionally the total phosphorus, mobile fractions and organic matter content is relatively low. Same situation is present when it comes to the mineral form of the total phosphorus, in the overlying water.

Acknowledgements

Financial support was provided by the grant No. N N305 077836 from the Poland's Ministry of Science. We would like to thank our colleagues from the department laboratory for their support and help in sampling and laboratory analysis.

References

- Andersen, F.Q., Ring, P. (1999). Comparison of phosphorus release from littoral and profundal sediments in a shallow, eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 408/409, 175-183.
- Bartoszek, L., Tomaszek, J.A. (2007). Phosphorus distribution in the bottom, sediments, of the Solina-Myczkowce reservoirs. *Environment Protection Engineering*, 33(2), 25-33.
- Bartoszek, L., Tomaszek, J.A., Lechowicz, J.B. (2015) Differentiation of selected components in bottom sediments of Poland's Solina-Myczkowce complex of dam reservoirs. In: Tomaszek J.A. & Koszelnik P. (eds), *Progress in the Environmental Engineering. Water, Wastewater Treatment and Environmental Protection Issues* (11-22). London: Taylor & Francis.
- Borovec, J., Hejzlar, J. (2001). Phosphorus fractions and phosphorus sorption characteristics of freshwater sediments and their relationship to sediment composition. *Archiv für Hydrobiologie*, 151(4), 687-703.
- Brzozowska, R., Wiśniewski, G., Dunalska, J., Filipkowska Z. (2013). Sediment phosphorus in an urban lake and its usability for predicting of the internal loading phenomenon. *International Journal of Environment and Health*, 6(4), 340-349.

- Cyr, H., McCabe, S.K., Nürnberg, G.K. (2009) Phosphorus sorption experiments and the potential for internal phosphorus loading in littoral areas of a stratified lake. *Water Research*, 43, 1654-1666.
- Darke, A.K., Walbridge, M.R. (2000). Al and Fe biogeochemistry in a floodplain forest: Implications for retention. *Biogeochemistry*, 51, 1-32.
- Güde, H., Seidel, M., Teiber, P., Weyhmüller, M. (2000). P-release from littoral sediments in Lake Constance. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 27, 2624-2627.
- House, W.A. (2003). Geochemical cycling of phosphorus in rivers. *Applied Geochemistry*, 18, 739-748.
- Hupfer, M., Pöthig, R., Brüggemann, R., Geller, W. (2000). Mechanical resuspension of autochthonous calcite seekreide failed to control internal phosphorus cycle in a eutrophic lake. *Water Research*, 34(3), 859-867.
- Jin, X., Wang, S., Pang, Y., Zhao, H., Zhou, X. (2005). The adsorption of phosphate on different trophic lake sediments. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects*, 254, 241-248.
- Kentzer, A. (2001). *Fosfor i jego biologicznie dostępne frakcje w osadach jezior różnej trofii*. Toruń: Wydawnictwo UMK.
- Koszelnik, P., Tomaszek, J.A., Gruca-Rokosz, R. (2008). Carbon and nitrogen and their elemental and isotopic ratios in the bottom sediment of the Solina-Myczkowce complex of reservoirs. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 37(3), 71-78.
- Koszelnik, P. (2013). Rola krzemu w procesie eutrofizacji wód na przykładzie zbiorników Solina i Myczkowce. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 15, 2218-2231.
- Liu, M., Hou, L., Xu, S., Ou, D., Yang, Y., Zhang, B., Liu, Q. (2002). Adsorption of phosphate on tidal flat surface sediments from the Yangtze Estuary. *Environmental Geology*, 42, 657-665.
- Panigatti, M.C., Maine, M.A. (2003). Influence of nitrogen species (NH_4^+ and NO_3^-) on the dynamics of P in water-sediment-Salvinia herzogii systems. *Hydrobiologia*, 492, 151-157.
- Pardo, P., Rauret, G., Lopez-Sanchez, J.F. (2004). Shortened screening method for phosphorus fractionation in sediments. A complementary approach to the standards, measurements and testing harmonized protocol. *Analytica Chimica Acta*, 508, 201-206.
- Ruban, V., Lopez-Sanchez, J.F., Pardo, P., Rauret, G., Muntau, H., Quevauviller. Ph. (2001). Development of a harmonized phosphorus extraction procedure and certification of a sediment reference material. *J. Environ. Monit.*, 3, 121-125.

- Selig, U. (2003). Particle size-related phosphate binding and P-release at the sediment-water interface in a shallow German lake. *Hydrobiologia*, 492, 107-118.
- Spears, B.M., Carvalho, L., Perkins, R., Kirika, A., Paterson, D.M. (2006). Spatial and historical variation in sediment phosphorus fractions and mobility in a large shallow lake. *Water Research*, 40, 383-391.
- VanLoon, G.W., Duffy, S.J. (2007). *Chemia środowiska*. Warszawa: PWN.
- Wiśniewski, G. (2007a). *Skład chemiczny osadów dennych jeziora Kortowskiego po 50 latach rekultywacji*. Konferencja Naukowo-Techniczna: Ochrona i Rekultywacja Jezior. Toruń, 191-200.
- Wiśniewski, R. (1995). *Rola resuspensji osadów dennych w funkcjonowaniu ekosystemów wodnych*. Toruń: Wydawnictwo UMK.
- Wiśniewski, R. (1999). *Próby inaktywacji fosforanów w osadach dennych i zahamowania zakwitów sinic w jeziorze Łasińskim, jako potencjalne metody rekultywacji*. I Konferencja Naukowo-Techniczna: Postęp w Inżynierii Środowiska. Rzeszów-Polańczyk, 189-202.
- Wiśniewski, R. (2006) *Stan i potencjalne metody rekultywacji płytkiego, przybrzeżnego jeziora Jelonek*. IV Ogólnopolska Konferencja Naukowo-Techniczna: Postęp w Inżynierii Środowiska. Rzeszów-Bystre k. Baligródu, 265-274.
- Wiśniewski, R. (2007b) *Zróźnicowanie stanu i stopnia degradacji jezior. Wartość diagnostyczna badań osadów*. VI Konferencja Naukowo-Techniczna: Ochrona i Rekultywacja Jezior. Toruń, 201-209.
- Żbikowski, J. (2004) *Rola fauny dennej w wymianie substancji w interfazie: osad – woda*. V Konferencja Naukowo-Techniczna: Ochrona i Rekultywacja Jezior. Grudziądz, 253-260.

Ocena retencji fosforu w osadach dennych zespołu zbiorników zaporowych Solina-Myczkowce

Streszczenie

Przeprowadzono badania *ex situ* w warunkach aerobowych i anoksycznych na niezaburzonych rdzeniach osadów dennych zbiorników zaporowych Solina i Myczkowce w celu oceny ich zdolności do retencji fosforanów. Osady badanych zbiorników (za wyjątkiem piaszczystych depozytów litoralnych) wykazały się bardzo dużą zdolnością zatrzymywania fosforu, zwłaszcza w warunkach aerobowych. Retencja fosforu w warunkach anoksycznych zachodziła w osadach obu zbiorników mniej intensywnie. Piaszczyste osady litoralne, pomimo niższych zawartości fosforu całkowitego, frakcji mobilnych oraz materii organicznej, wykazały najwyższą zdolność wydzielania fosforanów

w warunkach anoksyicznych (najwyższa wartość równowagowego stężenia fosforanów w punkcie zero EPC-0) i nieznaczne tylko zdolności do zatrzymywania fosforu. W zbiornikach zaporowych Solina i Myczkowce procesy depozycji fosforu w osadach dennych przeważały nad procesami jego uwalniania. Świadczy o tym głównie niska zdolność uwalniania fosforanów i wysoka zdolność retencyjna przeważającej partii osadów.

Abstract

Ex situ research was carried out under aerobic and anoxic conditions, pertaining to the undisturbed cores of the bottom sediments within the Solina and Myczkowce complex of dammed reservoirs, within the scope of assessing their capacities related to retention of phosphates. The sediments, in the examined reservoirs (excluding the sandy littoral deposits) turned out to have a great phosphorus retention capacity, especially under aerobic conditions. Phosphorus retention, under anoxic conditions, was less intense within the sediments of both reservoirs. The sandy littoral deposits, even though the total phosphorus, mobile fractions and organic matter contents were lower, turned out to be in possession of the highest capacity to release the phosphates under anoxic conditions (the highest value of zero equilibrium phosphate concentration EPC-0). At the same time, the capacity of phosphorus retention was insignificant. In case of the Solina and Myczkowce reservoirs, phosphorus deposition in bottom sediments outweighed the processes of phosphorus release. This is proven mainly by the low capacity to release the phosphates, and high level of retention capacity in most of the sediments.

Słowa kluczowe:

zbiorniki zaporowe, osady denne, retencja fosforanów, równowagowe stężenie fosforanów (EPC-0)

Keywords:

reservoirs, bottom sediments, phosphates retention, zero equilibrium phosphate concentration (EPC-0)



Elimination of Bacteria *Listeria monocytogenes* in Sewage from Meat Industry in Varied Temperature Conditions

*Bożena Szejniuk, Katarzyna Budzińska, Anita Jurek
Adam Traczykowski, Magdalena Michalska, Krzysztof Berleć
UTP University of Science and Technology, Bydgoszcz*

1. Introduction

Sewage from the meat processing industry poses a potential risk to the water environment, due to the presence of many pathogenic microorganisms, including *Listeria monocytogenes*. The presence of listeria in post-production sewage results from favorable biocenotic conditions that occur during processing of products of animal origin. According to Gill & Jones (1995) and Giovannacci et al. (1999), *L. monocytogenes* can be identified in slaughterhouses even after a year, in spite of washing and disinfections carried out in the processing plant, which results in frequent contamination of meat products (Autio et al., 2000). Moreover, it was proved that there could be more *L. monocytogenes* bacilli in fresh meat than in samples derived from slaughter (Iida et al. 1998). *L. monocytogenes* have been mostly isolated from the surfaces of such devices as: cutters, metal tables, transmission belts, knives and containers for meat (Salvat et al. 1995). Those bacteria can form a biofilm on devices made of stainless steel or aluminum, which increases their ability to survive, especially at temperatures close to 4°C. Somers & Wong (2004) indicated that the presence of meat remnants makes that biological membrane where *L. monocytogenes* bacilli occur more resistant to the processes of decontamination. Biological characteristics of *L. monocytogenes*, including their resistance to the environmental factors, allow them to growth in

the infected organism, as well as in the secondary source of infection (Gliński & Kostro 2012). These bacteria retain their virulence in the wide range of temperatures from -2 to 45°C (Walczycka 2005). Moreover, they are able to survive freezing and short-duration pasteurization (Szosland-Fałtyn et al. 2012). Contamination of sewage with those bacteria is high, which is indicated by the percentage of positive samples reaching up to 93% (Geuenich et al. 1985).

Therefore, a study was carried out which aimed to estimate the elimination rate of three chosen strains of *Listeria monocytogenes* in post-production sewage from meat processing at varied temperatures.

2. Material and methods

Bacteria strains and preparation of inoculum

In this experiment we used three standard strains of *Listeria monocytogenes*: ATCC 19111, ATCC 19114 and ATCC 19115 (Merck). At the first stage, pure cultures of *Listeria monocytogenes* were grown on the agar medium TSA – Trypticasein Soy LAB-AGAR (Merck). After 24 hours of incubation at 37°C grown colonies were transferred to ampules containing 2 ml 0.85% NaCl each, with an addition of 1 g peptone per liter. The number of bacterial cells was determined using the VITEK Systems ATB 1550 densitometer (we estimated the number of bacterial cells present in the prepared suspension at 10^7 - 10^8 cfu).

The course of the experiment and inoculation of sewage

This experiment was carried out using sewage derived from the meat processing plant located in the Kuyavian-Pomeranian voivodeship. Freshly collected samples of sewage from the meat processing plant were introduced to six sterile containers (two for each strain of *L. monocytogenes*) with a volume of 5000 ml. Then suspensions containing strains of *Listeria monocytogenes* were added in an amount of 10 ml per each 1000 ml of sewage, and then mixed thoroughly and left at the room temperature for 1 hour. Afterwards, the number of cells of individual *Listeria monocytogenes* strains was determined in 1 ml of inoculated sewage. To determine the effect of varied temperatures on the survival rate of *L. monocytogenes*, containers with the studied sewage were stored at two separate places with temperatures of 4 and 20°C.

Microbiological analyses

The experiment was conducted using the MPN (Most Probable Number) method with a 3-tube kit, according to the standard EN ISO 11290-2:1998/A1:2004. At the first stage of the study, the liquid half-Fraser medium (Merck) was used, from which a series of decimal solutions (10^{-1} - 10^{-9}) of inoculated sewage were made. After incubation at 30°C after 24 hours, from the cultures of positive and dubious cases inoculations were made on selective media: PALCAM agar (Merck), Ottaviani and Agostini (ALOA; Merck) and Oxford-agar (Merck). Incubation was carried out at 37°C for 24 hours. After that definite incubation time, the obtained results were interpreted and the colonies were identified. Typical colonies of *L. monocytogenes* on the ALOA medium are green-blue and they were surrounded by the opaque zone of the medium. On the Oxford-agar medium, typical colonies of *L. monocytogenes* are dark gray with a greenish tone, and a change of the medium color into black is observed. Typical colonies of *L. monocytogenes* on the PALCAM agar medium are grey with a green tone, and the medium also changes color into black. To confirm the presence of *Listeria monocytogenes*, biochemical tests API Listeria were performed, as well as Gram staining, tests for the type of hemolysis and for catalase.

Statistical analysis

Results of the tests for survival of *Listeria monocytogenes* were verified and subjected to the statistical analysis based on changes in the number of bacteria in time, according to the formula:

$$\log(N) = ax + b \quad (1)$$

where: N – the number of bacteria present at the definite time in the studied sewage, a – directional index corresponding to the average change in the number of bacteria (log cfu), x – time [week], b – free expression corresponding to the logarithm of the number of *Listeria monocytogenes* in time 0.

The results were subjected to logarithmic transformation and then regression lines were drawn using the software Microsoft Office Excel 2007.

3. Results and discussion

The results of the present study concerning the survival of *Listeria monocytogenes* in sewage from meat industry in varied temperature conditions are presented in Tables 1-3 and in Figures 1-6. At the beginning of the experiment, in sewage samples stored at 4°C the number of cells of *L. monocytogenes* ATCC 19111 amounted to $1.5 \cdot 10^8$ cfu/ml, the number of ATCC 19114 was $2.5 \cdot 10^8$ cfu/ml, whereas that of ATCC 19115 – $7.5 \cdot 10^7$ cfu/ml (Tab. 1). It is notable that in the strain ATCC 19114, a slight increase in the number of those bacteria was observed in the second week of the study. Kołakowska & Madajczak (2011) confirm the ability of these microorganisms to multiply at low temperatures.

Table 1. Number of *L.monocytogenes* in sewage at 4°C

Tabela 1. Liczba *L.monocytogenes* w ściekach w 4°C

Weeks	<i>Listeria monocytogenes</i> ATCC 19111	<i>Listeria monocytogenes</i> ATCC 19114	<i>Listeria mono-</i> <i>cytogenes</i> ATCC 19115
	cfu/ml	cfu/ml	cfu/ml
1	$1.5 \cdot 10^8$	$2.5 \cdot 10^8$	$7.5 \cdot 10^7$
2	$9.5 \cdot 10^7$	$3.5 \cdot 10^8$	$2.5 \cdot 10^7$
3	$4.5 \cdot 10^7$	$3.0 \cdot 10^7$	$9.5 \cdot 10^6$
4	$2.5 \cdot 10^7$	$2.5 \cdot 10^7$	$7.5 \cdot 10^5$
5	$2.5 \cdot 10^6$	$9.5 \cdot 10^6$	$3.0 \cdot 10^5$
6	$9.5 \cdot 10^3$	$9.5 \cdot 10^4$	$9.5 \cdot 10^2$
7	$2.5 \cdot 10^3$	$2.5 \cdot 10^4$	$2.5 \cdot 10^2$
8	$7.5 \cdot 10^2$	$1.5 \cdot 10^4$	$1.5 \cdot 10^2$
9	$2.5 \cdot 10^2$	$7.5 \cdot 10^3$	$9.5 \cdot 10^1$
10	$2.5 \cdot 10^1$	$3.0 \cdot 10^3$	$4.5 \cdot 10^1$
11	$1.5 \cdot 10^1$	$9.5 \cdot 10^1$	$2.5 \cdot 10^1$
12	0.0	$4.5 \cdot 10^1$	0.0
13	0.0	$1.5 \cdot 10^1$	0.0
14	0.0	0.0	0.0

In the initial period of the present study, i.e. for the first 4 weeks, a slight decrease in the number of cells of *L. monocytogenes* by one logarithmic unit was observed in the first two strains, whereas by two units in the strain ATCC 19115. In the 11th week of the study there was a marked

decrease in the number of indicator bacteria to a level of 10^1 cfu in 1 ml of sewage. In the next week of the experiment, no cells of *L. monocytogenes* ATCC 19111 or ATCC 19115 were recorded in the sewage, whereas bacteria of the strain ATCC 19114 were inactivated only in the 14th week of the study. The long survival period of *L. monocytogenes* ATCC 19114 in sewage derived from the meat industry at 4°C was also observed by Budzińska et al. (2012), since on the 100th day of the study the number of those bacteria was at a level of $4.8 \cdot 10^2$ cfu/ml. Rysert & Marth (2007) also confirm a high adaptation of *L. monocytogenes* to low temperatures. Undoubtedly, this phenomenon can be explained with the psychotropic nature of the studied bacteria (Fiedoruk & Zaremba 2010). Hansen et al. (2006) report that those bacteria survived definitely shorter in the water environment at 5°C, maximally until the 40th day of the experiment.

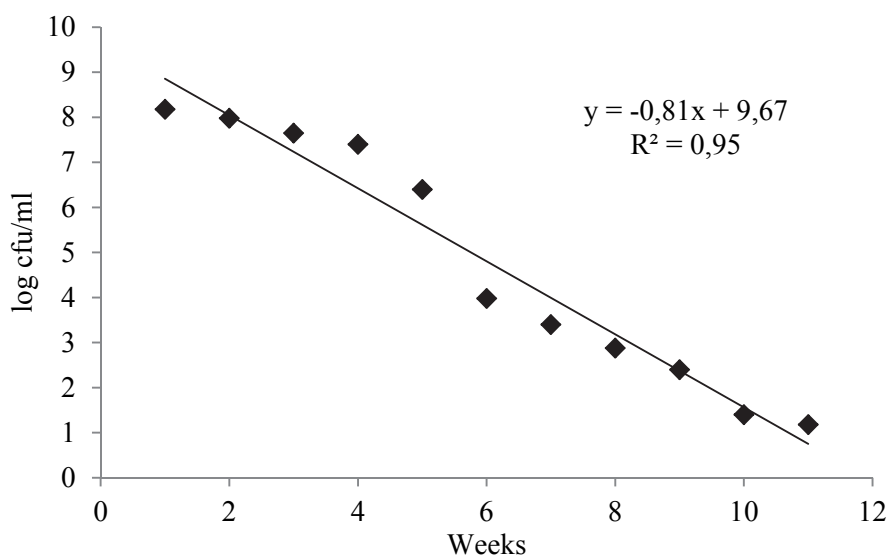


Fig. 1. Survival of *L. monocytogenes* ATCC 19111 in sewage at 4°C

Rys. 1. Przeżywalność *L. monocytogenes* ATCC 19111 w ściekach 4°C

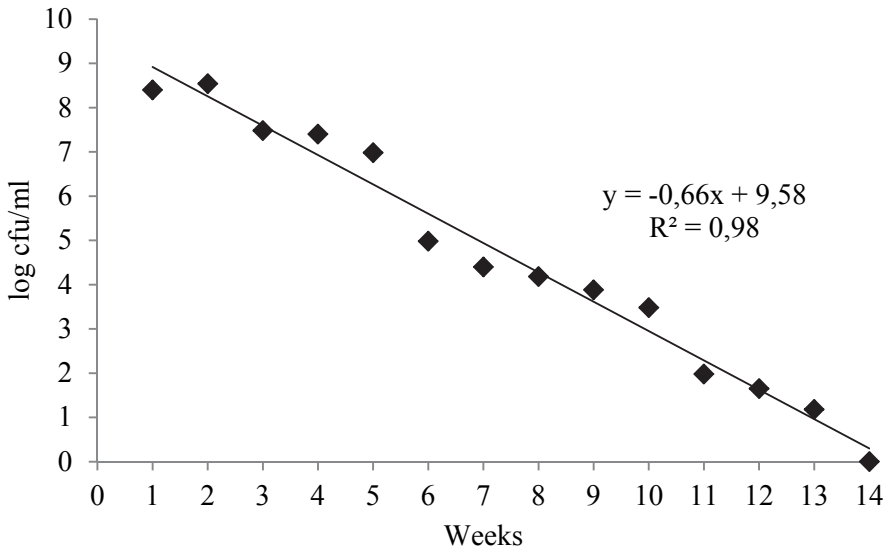


Fig. 2. Survival of *L. monocytogenes* ATCC 19114 in sewage at 4°C

Rys. 2. Przeżywalność *L. monocytogenes* ATCC 19114 w ściekach w 4°C

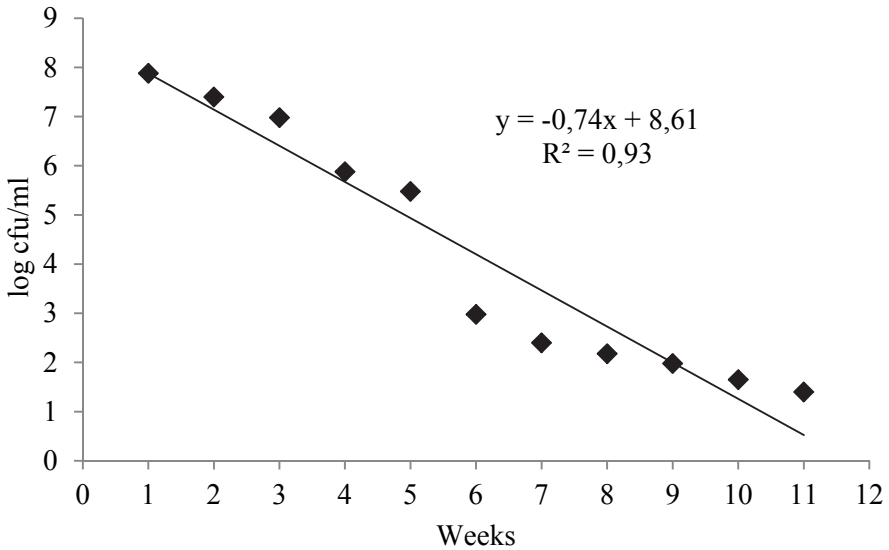


Fig. 3. Survival of *L. monocytogenes* ATCC 19115 in sewage at 4°C

Rys. 3. Przeżywalność *L. monocytogenes* ATCC 19115 w ściekach w 4°C

In the present study, at 4°C it was indicated that the weekly elimination rate of bacteria *L. monocytogenes* derived from sewage ranged from 0.66 (ATCC 19114) to 0.81 (ATCC 19111) log cfu/ml. Cells of the strain ATCC 19115 died at a rate of 0.74 log cfu/week (Fig. 1-3, Tab. 3). In the study conducted by Budzińska et al. (2012), the elimination rate of *L. monocytogenes* ATCC 19114 in sewage amounted to 0.06 log cfu/day. Besnard et al. (2002) indicate that at 4°C in the environment of water and sewage *Listeria monocytogenes* turn to the VBNC (viable but non-culturable) stage, i.e. cells that are live but not cultured on media. This phenomenon occurs in different environmental stress conditions, whereas the bacteria retain their pathogenicity and have active metabolism.

In sewage stored at 20°C the initial number of cells of individual *L. monocytogenes* strains was at the same level as in sewage stored at 4°C. After the first week of the experiment no rapid decrease was recorded in the number of the studied bacteria, and it ranged from $7.5 \cdot 10^7$ to $2.5 \cdot 10^8$ cfu/ml (Tab. 2). In the strain ATCC 9111, after 4 weeks of the experiment there was a decrease in the number of bacteria by 4 logarithmic units, whereas in ATCC 19115 by as many as 5 logarithmic units. Cells of the strain ATCC 19114 were isolated from sewage at 20°C for the longest time, since in the 5th week of the study they still had a level of $1.5 \cdot 10^1$ cfu/ml, whereas the other two strains underwent inactivation earlier. Statistical calculations (Fig. 4-5, Tab. 3) showed that weekly elimination rate of the tested bacteria at 20°C was different for individual strains and amounted to 2.03 log cfu (ATCC 19111), 1.86 log cfu (ATCC 19114) and 1.75 log cfu (ATCC 19115), respectively. Obtained results of the present study proved that during the experiment all the tested strains of *L. monocytogenes* survived shorter at 20°C than at 4°C. A similar tendency to inactivation of *L. monocytogenes* cells in the water environment was noted by Hansen et al. (2006). In the experiment conducted by Budzińska et al. (2012), daily elimination rate of *L. monocytogenes* ATCC 19114 was at a level of 0.14 log cfu. The authors also confirmed that the elimination rate of those microorganisms proceeded faster at 20°C. However, in other experiments conducted by Budzińska & Wroński (2008), the elimination rate of cells of this strain in sewage was higher and amounted to 0.23 log cfu.

In the present study (Tab. 3) the theoretical maximal survival time of *L. monocytogenes* at 4°C calculated from regression equations was the

longest for the strain ATCC 19114 and amounted to 14.50 weeks (102 days), whereas cells of the two other strains, ATCC 19111 and ATCC 19115, survived definitely shorter, from 11.90 weeks (84 days) and 11.60 weeks (82 days).

Table 2. Numbers of *L.monocytogenes* in sewage at 20°C

Tabela 2. Liczba *L. monocytogenes* w ściekach w 20°C

Weeks	<i>Listeria monocytogenes</i> ATCC 19111	<i>Listeria monocytogenes</i> ATCC 19114	<i>Listeria monocytogenes</i> ATCC 19115
	cfu/ml	cfu/ml	cfu/ml
1	$1.5 \cdot 10^8$	$2.5 \cdot 10^8$	$7.5 \cdot 10^7$
2	$7.5 \cdot 10^7$	$1.5 \cdot 10^6$	$2.5 \cdot 10^5$
3	$1.5 \cdot 10^4$	$2.5 \cdot 10^4$	$4.5 \cdot 10^2$
4	$4.5 \cdot 10^2$	$9.5 \cdot 10^1$	$1.0 \cdot 10^1$
5	0.0	$1.5 \cdot 10^1$	0.0
6	0.0	0.0	0.0

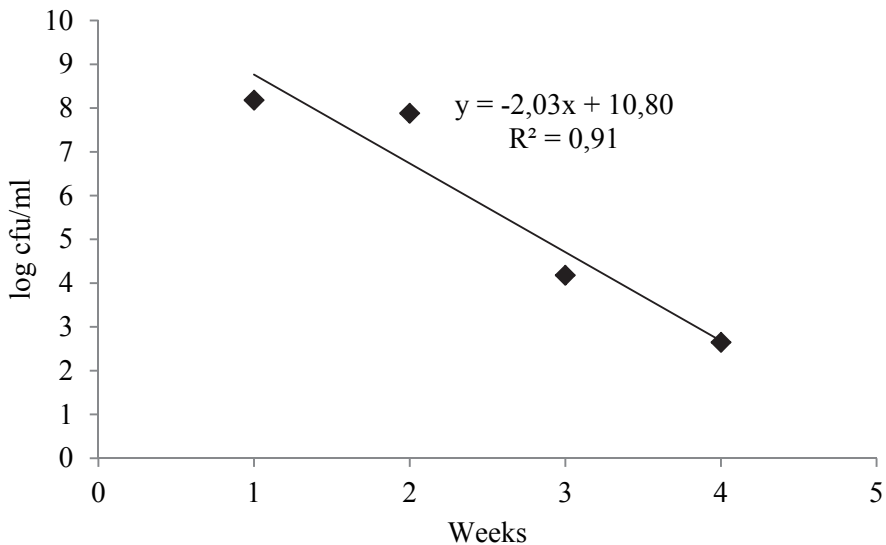


Fig. 4. Survival of *L. monocytogenes* ATCC 19111 in sewage at 20°C

Rys. 4. Przeżywalność *L. monocytogenes* ATCC 19111 w ściekach w 20°C

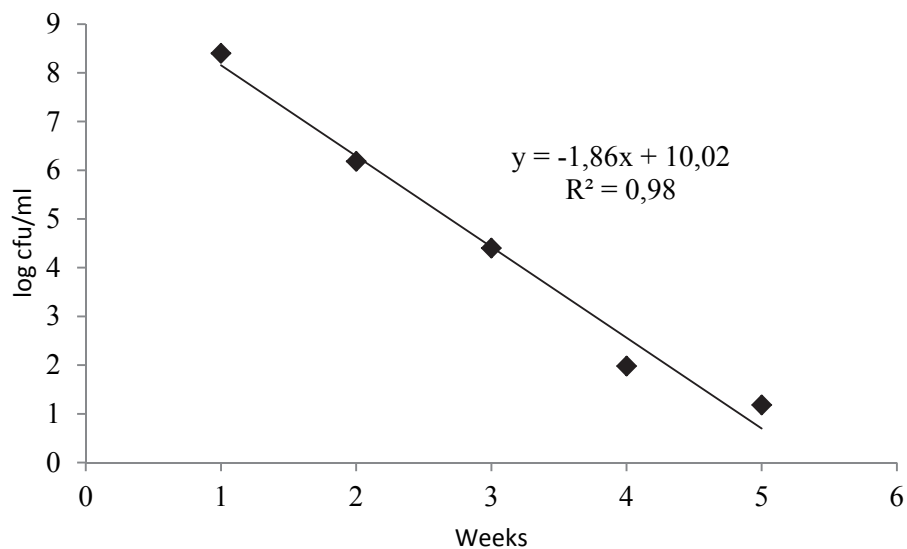


Fig. 5. Survival of *L. monocytogenes* ATCC 19114 in sewage at 20°C

Rys. 5. Przeżywalność *L. monocytogenes* ATCC 19114 w ściekach w 20°C

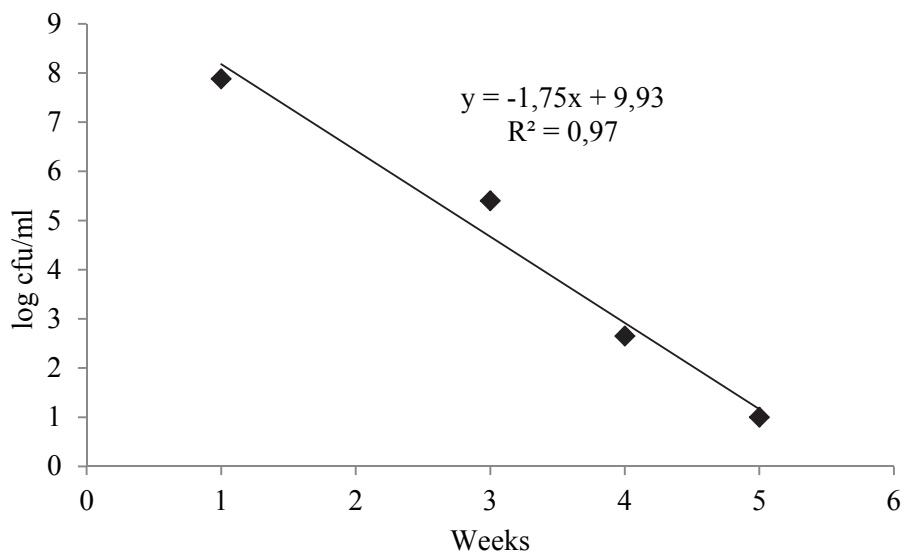


Fig. 6. Survival of *L. monocytogenes* ATCC 19115 in sewage at 20°C

Rys. 6. Przeżywalność *L. monocytogenes* ATCC 19115 w ściekach w 20°C

At 20°C, the survival time of the tested strains was similar and ranged from 5.3 weeks (37 days) to 5.7 weeks (40 days). Similar results were noted by Budzińska & Wroński (2008), where the theoretical survival time of *L. monocytogenes* ATCC 19114 in raw sewage amounted to 38 days at their initial number of $9.5 \cdot 10^9$ cfu/ml.

Table 3. Elimination rate and maximal survival time of *L. monocytogenes* in sewage

Tabela 3. Tempo eliminacji oraz maksymalny czas przeżycia pałeczek *L. monocytogenes* w ściekach

Specification	Temperature 4°C		Temperature 20°C	
	Weekly elimination rate (log cfu)	Theoretical maximal survival time (week)	Weekly elimination rate (log cfu)	Theoretical maximal survival time (week)
<i>L. monocytogenes</i> ATCC 19111	0.81	11.90	2.03	5.30
<i>L. monocytogenes</i> ATCC 19114	0.66	14.50	1.86	5.40
<i>L. monocytogenes</i> ATCC 19115	0.74	11.60	1.75	5.70

Sewage contaminated with *L. monocytogenes* bacilli performs the crucial role in transmission of those bacteria in the water environment, which consequently may be the cause of their presence in surface waters (Czeszejko et al. 2003). *L. monocytogenes* can survive in the water environment even for 300 days, not losing their virulence (Dykes & Moorhead 2001, Ryser & Marth 2007), therefore they constitute the etiological factor of listeriosis, a disease that is dangerous for both people and animals (Arvanitidou et al. 1997, Lyautey et al. 2007).

4. Conclusions

1. *Listeria monocytogenes* underwent gradual elimination in sewage derived from the meat processing plant, whereas the elimination rate of cells of those microorganisms depended on the temperature conditions and the tested strain.

2. The weekly elimination rate of *L. monocytogenes* at 4°C was 0.81 log cfu for the strain ATTC 19111, 0.66 log cfu for ATTC 19114 and 0.74 log cfu for ATTC 19115. Definitely faster inactivation rate of those strains was observed at 20°C and it amounted to: 2.03; 1.86 and 1.75 log cfu, respectively.
3. A longer survival time of all the studied strains of *L. monocytogenes* in sewage was recorded at 4°C than at 20°C. The strain ATTC 19114 survived longer by 64 days at the lower temperature, whereas the strains ATTC 19111 and ATTC 19115, by 47 and 42 days, respectively.
4. The present study indicates the need for monitoring of sewage disposed from the meat industry plants for microbiological pollution of surface waters.

References

- Arvanitidou, M., Papa, A., Constantinidis, T.C., Danielides, V., Katsouyannopoulos, V. (1997). The occurrence of *Listeria spp.* and *Salmonella spp.* in surface waters. *Microbiological Research*, 152(4), 395-397.
- Autio, T., Markkula, A., Hellstrom, S., Niskanen, T., Lunden, J., Korkeala, H. (2000). *Listeria monocytogenes* contamination pattern in pig slaughterhouses. *Journal of Food Protection*, 63(10), 1438-1442.
- Besnard, V., Federighi, M., Declercq, E., Jugiau, F., Cappelier, J.M. (2002). Environmental and physico-chemical factors induce VBNC state in *Listeria monocytogenes*. *Veterinary Research*, 33(4), 359-370.
- Budzińska, K., Szejniuk, B., Wroński, G. (2012). Survival time of bacteria *Listeria monocytogenes* in water environment and sewage. *Polish Journal of Environmental Studies*, 21(1), 31-37.
- Budzińska, K., & Wroński, G. (2008). Effect of pH on survival rate of *Listeria monocytogenes* in sewage from meat processing plant. *Polish Journal of Environmental Studies*, 17(5), 827-833.
- Czeszejko, K., Bogusławska-Wąs, E., Dąbrowski, W., Kaban, S., Umański, R. (2003). Prevalence of *Listeria monocytogenes* in municipal and industrial sewage. *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities Environmental Development*, 6, 1-8.
- Dykes, G., & Moorhead, S. (2001). The role of L-carnitine and glycine betaine in the survival and sub-lethal injury of non-growing *Listeria monocytogenes* cells during chilled storage. *Letters in Applied Microbiology*, 32(4), 282-286.

- EN ISO 11290-2:1998/A1:2004 Microbiology of food and animal feeding stuffs – Horizontal method for the detection and enumeration of *Listeria monocytogenes* – Part 2: Enumeration method – Amendment 1: Modification of the enumeration medium.
- Fiedoruk, K., & Zaremba, M.L. (2010). Performance estimation of nested PCR-based assays for direct detection of *Listeria monocytogenes* in artificially contaminated materials. *Polish Journal of Environmental Studies*, 19(2), 293-299.
- Geuenich, H., Muller, H., Schrettenbrunner, A., Seeliger, H. (1985) The occurrence of different *Listeria* species in municipal waste water. *Zentralblatt für Bakteriologie, Mikrobiologie und Hygiene*, 181(6), 563-565.
- Gill, C., & Jones, T. (1995). The presence of *Aeromonas*, *Listeria* and *Yersinia* in carcass processing equipment at two pig slaughtering plants. *Food Microbiology*, 12, 135-141.
- Giovannacci, I., Ragimbeau, C., Queguiner, S., Salvat, G., Venduevre, J.L., Carlier, V., Ermel, G. (1999) *Listeria monocytogenes* in pork slaughtering and cutting plants: use of RAPD, PFGE and PCR REA for tracing and molecular epidemiology. *International Journal of Food Microbiology*, 53(2-3), 127-140.
- Gliński, Z., Kostro, K. (2012). Listerioza współczesnym zagrożeniem. *Życie Weterynaryjne*, 87(7), 577-581.
- Hansen, C.H., Vogel, B.F., Gram, L. (2006). Prevalence and survival of *Listeria monocytogenes* in Danish aquatic and fish-processing environments. *Journal of Food Protection*, 69(9), 2113-2122.
- Iida, T., Kanzaki, M., Nakama, A., Kokubo, Y., Maruyama, T., Kaneuchi, C. (1998). Detection of *Listeria monocytogenes* in humans, animals and foods. *The Journal of Veterinary Medical Science*, 60(12), 1341-1342.
- Kołąkowska, A., & Madajczak, G. (2011). Pałeczki *Listeria monocytogenes* w zakażeniach u ludzi. *Przegląd Epidemiologiczny*, 65(1), 57-62.
- Lyautey, E., Lapen, D.R., Wilkes, G., McCleary, K., Pagotto, F., Tyler, K., Hartmann, A., Piveteau, P., Rieu, A., Robertson, W.J., Medeiros, D.T., Edge, T.A., Gannon, V., Topp, E. (2007). Distribution and characteristics of *Listeria monocytogenes* isolates from surface waters of the South Nation River Watershed, Ontario, Canada. *Applied and Environmental Microbiology*, 73, 5401-5410.
- Ryser, E., & Marth, E. (2007). *Listeria, Listeriosis and Food Safety*. CRC Press, Boca Raton, United States.
- Salvat, G., Toquin, M., Michael, Y., Colin, P. (1995). Control of *Listeria monocytogenes* in the delicatessen industries: the lessons of a listeriosis outbreak in France. *International Journal of Food Microbiology*, 25(1), 75-81.

- Somers, E., & Wong, A. (2004). Efficacy of two cleaning and sanitizing combinations on *Listeria monocytogenes* biofilms formed at low temperature on a variety of materials in the presence of ready-to-eat meat residue. *Journal of Food Protection*, 10, 2218-2229.
- Szosland-Fałtyń, A., Bartodziejska, B., Królasik, J., Krępska, M., Paziak – Domańska, B., Polak, E. (2012). *Listeria monocytogenes* jako wskaźnik stanu higienicznego domowych lodówek. *Chłodnictwo*, 47(4), 39-41.
- Walczowska, M. (2005). Metody inaktywacji i hamowania wzrostu *Listeria monocytogenes* w przetworach mięsnych. *Żywność. Nauka. Technologia. Jakość*, 43(2), 61-72.

Eliminacja bakterii *Listeria monocytogenes* w ściekach z przemysłu mięsnego w zróżnicowanych warunkach temperaturowych

Streszczenie

Ścieki z zakładów przetwórstwa mięsnego stanowią potencjalne zagrożenie dla środowiska wodnego z powodu obecności w nich wielu drobnoustrojów patogennych, w tym pałeczek *Listeria monocytogenes*. Kontaminacja tymi bakteriami ścieków nieoczyszczonych jest wysoka o czym świadczy odsetek pozytywnych próbek osiągający poziom do 93%. Celem przeprowadzonych badań było ustalenie tempa eliminacji trzech wybranych szczepów *Listeria monocytogenes* ATCC 19111; ATCC 19114 oraz ATCC 19115 w ściekach poprodukcyjnych z przetwórstwa mięsnego w temperaturze 4 i 20°C. Badania przeprowadzono zgodnie z normą EN ISO 11290-2:1998/A1:2004. Na początku eksperymentu w próbkach ścieków przechowywanych w temperaturze 4°C liczba komórek *L. monocytogenes* ATCC 19111 wynosiła $1,5 \cdot 10^8$ jtk/ml, ATCC 19114 przyjmowała wartość $2,5 \cdot 10^8$ cfu/ml, natomiast ATCC 19115 – $7,5 \cdot 10^7$ jtk/ml. W początkowym okresie badań przez pierwsze 4 tygodnie odnotowano nieznaczny spadek liczby komórek *L. monocytogenes* w przypadku dwóch pierwszych szczepów o jedną jednostkę logarytmiczną, natomiast w przypadku szczepu ATCC 19115 o dwie jednostki. W 11 tygodniu badań nastąpiło zdecydowane obniżenie liczby bakterii wskaźnikowych do poziomu 10^1 jtk w 1 ml ścieków. W kolejnym tygodniu eksperymentu nie odnotowano w ściekach obecności komórek *L. monocytogenes* ATCC 19111 i ATCC 19115, natomiast bakterie szczepu ATCC 19114 uległy inaktywacji dopiero w 14 tygodniu badań. W temperaturze 4°C wykazano tygodniowe tempo eliminacji bakterii *L. monocytogenes* ze ścieków od 0,66 (ATCC 19115) do 0,81 (ATCC 19111) log jtk/ml. Z kolei komórki szczepu ATCC 19114 obumierały w tempie

0,74 log jtk/tydzień. W ściekach przechowywanych w temperaturze 20°C początkowa liczba komórek poszczególnych szczepów *L.monocytogenes* kształtowała się na takim samym poziomie, jak w ściekach w temperaturze 4°C. W przypadku szczepu ATCC 9111 po 4 tygodniach doświadczenia nastąpiło obniżenie liczby bakterii o 4 jednostki logarytmiczne, natomiast w przypadku ATCC 19115 aż o 5 jednostek logarytmicznych. Najdłużej izolowano ze ścieków w temperaturze 20°C komórki szczepu ATCC 19114, ponieważ w 5 tygodniu badań występowały one jeszcze na poziomie $1,5 \cdot 10^1$ jtk/ml, gdy tymczasem dwa pozostałe szczepy uległy wcześniej inaktywacji. Obliczenia statystyczne wykazały, że tygodniowe tempo eliminacji badanych bakterii w temperaturze 20°C było zróżnicowane dla poszczególnych szczepów i wynosiło odpowiednio 2,03 log jtk (ATCC 19111), 1,86 log jtk (ATCC 19114) i 1,75 log jtk (ATCC 19115). Uzyskane wyniki badań dowiodły, że w trakcie doświadczenia wszystkie testowane szczepy *L. monocytogenes* przeżywały krócej w temperaturze 20°C niż w temperaturze 4°C. Teoretyczny maksymalny czas przeżycia pałeczek *L. monocytogenes* w temperaturze 4°C był najdłuższy dla szczepu ATCC 19114 i wynosił 14,5 tygodni (102 dni), natomiast komórki dwóch pozostałych szczepów ATCC 19111 i ATCC 19115 przeżywały zdecydowanie krócej od 11,9 tygodnia (84 dni) i 11,6 tygodnia (82 dni). Z kolei w temperaturze 20°C czas przeżycia testowanych szczepów był podobny i wynosił od 5,3 tygodni (37 dni) do 5,7 tygodni (40 dni).

Abstract

Sewage from the meat processing industry present a potential risk to the water environment, due to the presence of many pathogenic microorganisms, including *Listeria monocytogenes*. Contamination of untreated sewage with those bacteria is high, which is expressed by the percentage of positive samples reaching up to 93%. The aim of the study was to determine the elimination rate of three chosen strains of *Listeria monocytogenes* ATCC 19111; ATCC 19114 and ATCC 19115 in meat processing post-production sewage at temperatures 4 and 20°C. Experiments were conducted according to the standard of EN ISO 11290-2:1998/A1:2004. At the beginning of the experiment, in sewage samples stored at 4°C the number of cells of *L. monocytogenes* ATCC 19111 was amounted to $1.5 \cdot 10^8$ cfu/ml, the number of ATCC 19114 was $2.5 \cdot 10^8$ cfu/ml, however the number of ATCC 19115 was $7.5 \cdot 10^7$ cfu/ml. In the initial period of the study, i.e. for the first 4 weeks, a slight decrease by one logarithmic unit of the *L. monocytogenes* cells number was observed in the first two strains, whereas of the strain ATCC 19115 by two units. In the 11th week of the study there was a marked decrease in the number of indicator bacteria to a level of 10^1 cfu in 1 ml of sewage. In the next week of the experiment, no cells of *L. monocyto-*

genes ATCC 19111 or ATCC 19115 were noticed in the sewage, whereas bacteria of the strain ATCC 19114 were inactivated first in the 14th week of the study. In the temperature of 4°C it was shown, that the weekly elimination rate of bacteria *L. monocytogenes* derived from sewage ranged from 0.66 (ATCC 19114) to 0.81 (ATCC 19111) log cfu/ml. Cells of the strain ATCC 19115 expired at a rate of 0.74 log cfu/week. In sewage stored at 20°C the initial number of cells of individual *L. monocytogenes* strains was at the same level as in sewage stored at 4°C. After the first week of the experiment no rapid decrease was recorded in the number of the studied bacteria, and it ranged from $7.5 \cdot 10^7$ to $2.5 \cdot 10^8$ cfu/ml. In the strain ATCC 9111, after 4 weeks of the experiment there was a decrease in the number of bacteria by 4 logarithmic units, whereas in ATCC 19115 by 5 logarithmic units. Cells of the strain ATCC 19114 were isolated from sewage at 20°C for the longest time, since in the 5th week of the study they still had a level of $1.5 \cdot 10^1$ cfu/ml, whereas the other two strains underwent inactivation earlier. Statistical calculations showed that weekly elimination rate of the tested bacteria at 20°C was different for individual strains and amounted respectively to 2.03 log cfu (ATCC 19111), 1.86 log cfu (ATCC 19114) and 1.75 log cfu (ATCC 19115). Obtained results of the present study proved that during the experiment all the tested strains of *L. monocytogenes* survived shorter at 20°C than at 4°C. In the presented study the theoretical maximal survival time of *L. monocytogenes* at 4°C calculated from regression equations was the longest for the strain ATCC 19114 and amounted to 14.50 weeks (102 days), whereas cells of the two other strains, ATCC 19111 and ATCC 19115, survived definitely shorter, from 11.90 weeks (84 days) and 11.60 weeks (82 days). At 20°C, the survival time of the tested strains was similar and ranged from 5.3 weeks (37 days) to 5.7 weeks (40 days).

Słowa kluczowe:

ścieki, *Listeria monocytogenes*, przeżywalność, temperatura

Keywords:

sewage, *Listeria monocytogenes*, survival, temperature



***Phragmites australis* and *Typha angustifolia* as Potential Accumulators of Zinc and Copper in Water Ecosystem at City Area**

*Jolanta Kanclerz, Klaudia Borowiak, Mirosław Mleczek,
Ryszard Staniszewski, Marta Lisiak
Poznań University of Life Sciences*

1. Introduction

Metal accumulation in wetland plants depends on many factors, such as oxic/anoxic conditions, pH, dissolved and particulate organic carbon contents, concentration of organic and inorganic ligands, which control the balance of heavy metal exchange between sediments and water, as well as bioavailability of trace elements to plants (Greger 2004).

Zn and Cu are very specific trace elements due to their dual function in plants. Hence, it is quite difficult to determine their positive or negative effect. It has been found that both have an essential effect on plant metabolism function, such as enzymatic activity (Marchner 1995, Zayed & Terry 2003). There are some mechanisms developed by plants to avoid the negative effect of high levels of these elements on photosynthesis activity, such as accumulation in roots. Most studies revealed translocation of Zn to above-ground parts of plants (Aksoy et al. 2005, Vymazal et al. 2009), while Cu seems to be a more stationary element, and only in the case of very high levels was higher accumulation noted in leaves and stems (Southichak et al. 2006, Baldantoni et al. 2004, Bragato et al. 2006).

The aims of this study were as follows: (i) to examine zinc and copper accumulation by two littoral plant species in artificial lake located in the city area; (ii) to evaluate time course of zinc and copper concentra-

tions in water and selected plant species during the growing season; (iii) to examine the translocation of analysed trace elements in the plant organs.

2. Materials and methods

Characteristics of survey site

According to the physical and geographical classification of Poland, the Cybina river lies in Wielkopolska Lakeland (Kondracki 2009). This river is a third order river, and the right tributary of the Warta river. The river catchment area is 190.61 km² (Fig. 1). According to the code system of the European Union, the river received the code 1858 (Czarnecka 2005).

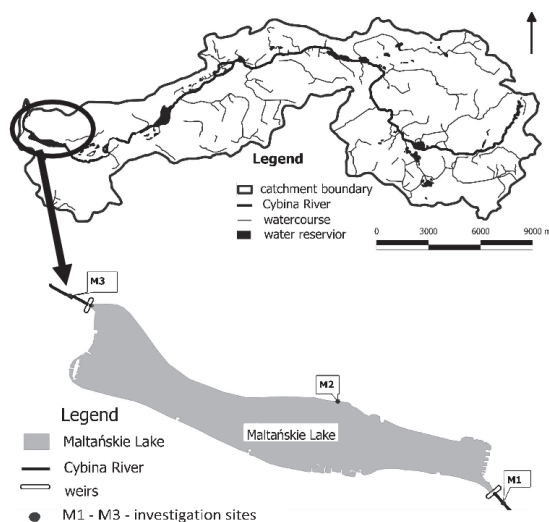


Fig. 1. Cybina river catchment with labeled investigation sites

Rys. 1. Zlewnia rzeki Cybiny wraz z zaznaczonymi punktami pomiarowo-kontrolnymi

Malta Lake is located in the lower part of the Cybina catchment. The reservoir covers a maximal area of 65.5 ha, with a length of 2.2 km, which makes it the biggest artificial water reservoir in the city of Poznan. The mean depth is over 3.13 m, while the maximum is 5 m. This water reservoir was built for water sports, active and passive recreation and fire-protection purposes (Bogucki & Staniewska-Zątek 1996). Once eve-

ry four years the water is drained and the lake is deepened together with conservation activities.

Collection of samples

The water samples were analysed from three sites – along the Cybina river course (inflow and outflow of Malta Lake) and from Malta Lake (Fig. 1). Measurements were performed every month from April to September, excluding July.

Plants were collected only from the lake area at the beginning and at the end of the growing season – in May and September. Common reed (*Phragmites australis* Cav. Trin ex. Steudel) and narrow-leaved cattail (*Typha angustifolia* L.) were chosen for heavy metal concentration investigations. Five plants of each species were selected, and divided into plant organs. In the case of *Phragmites australis* three plant organs, rhizomes, stem and leaves, while from *Typha angustifolia* rhizomes and leaves were collected. The water and plant zinc and copper analysis were performed according methodology previously described by Borowiak et al. (2016).

Accumulation and translocation indices

The follow indexes were calculate to analysed water and plant contamination, bioaccumulation and translocation in plant organs.

The contamination factor was calculated as follows:

$$C_{fi} = \frac{C^i}{C_{ni}} \quad (1)$$

where C^i is the mean concentration of substance in water, and C_{ni} is the reference level for the substance. The following criteria are used to describe the values of the contamination factor: $C_f^i < 1$, low contamination factor (LCF); $1 \leq C_f^i < 3$ moderate contamination factors (MCF); $3 \leq C_f^i < 6$, considerable contamination factors (CCF); and $C_f^i \geq 6$, very high contamination factor (VHCF) (Zarei et al. 2014).

The accumulation efficiency of analysed trace elements in plant organs was described using bioaccumulation factor (BAF) values calculated according to Cohen et al. (1998) as the ratio of a trace element concentration in individual plant (rhizomes, stems and leaves) organs and trace element concentrations in water:

$$BAF = \frac{\text{trace element concentration in plant organ } (\mu\text{l l}^{-1})}{\text{trace element concentration in the water } (\mu\text{l l}^{-1})} \quad (2)$$

BAF values greater than 1 indicate accumulation, while those lower than one indicate a lack of accumulation.

Additionally, in order to describe trace elements' transport from water to the plants, the translocation factor (TF) was calculated according to Yu & Zhou (2009) applying the following formula:

$$TF = \frac{\text{trace element concentration in leaves or stem of plants } (\mu\text{l l}^{-1})}{\text{trace element concentration in root or stem of plants } (\mu\text{l l}^{-1})} \quad (3)$$

Wherein $TF > 1$ indicates that the plant translocates metals effectively.

Statistical analyses employed STATISTICA 9.1. Results were analyzed with factorial ANOVA, with period, site and plant species as fixed factors. Tukey's test was used to analyze the differences between measured parameters. For determination of structure and rules in the relations between variables, principal component analysis (PCA) was used. In this analysis, the orthogonal transformation of observed variables to a new set of non-correlated variables (components) is performed.

3. Results and discussion

Heavy metal concentration in water

Site and date of sampling significantly ($\alpha \leq 0.001$) influenced on both measured heavy metal concentrations in water (Table 1).

Copper concentration in water was the highest in the Cybina river inflow to Malta Lake. Moreover, at all measurement points the highest values were noted in July and afterwards the level of this element decreased. However, it did not reach the level at the beginning of the season (Fig. 2).

Additionally, the Cu concentration in water at the Malta outflow was almost twice as low as that at the inflow. Zinc concentrations revealed similar tendencies at sites and during the season as copper. However, there was not such a large decrease at the outflow point (Fig. 2).

Table 1. Two-way analysis of variance of Cu and Zn concentrations in water and plant organs with period of measurement and site of measurement or period of measurement and plant organ fixed factors ($***\alpha \leq 0.001$; $**\alpha \leq 0.01$; $*\alpha \leq 0.05$; ns – not significant)

Tabela 1. Dwuczynnikowa analiza wariancji stężenia Cu i Zn w wodzie i organach roślin z okresem oraz miejscem pomiarowym albo okresem pomiarowym i organem rośliny jako czynnikami wpływającymi na badany parametr ($***\alpha \leq 0.001$; $**\alpha \leq 0.01$; $*\alpha \leq 0.05$; ns – nieistotne statystycznie)

Trace element	Term of measurement	Site of measurement	Interaction
Water concentrations			
Cu	31.8***	1872.7***	0.9ns
Zn	12.4***	233.7***	0.04ns
Accumulation in plants			
	Term of measurement	Plant's organ	Interaction
<i>Phragmites australis</i>			
Cu	560.9***	2864.8***	41.1***
Zn	1986.4***	7584.1***	17.5***
<i>Typha angustifolia</i>			
Cu	206.4***	1618.9***	0.16ns
Zn	1061.1***	4241.8***	77.9***

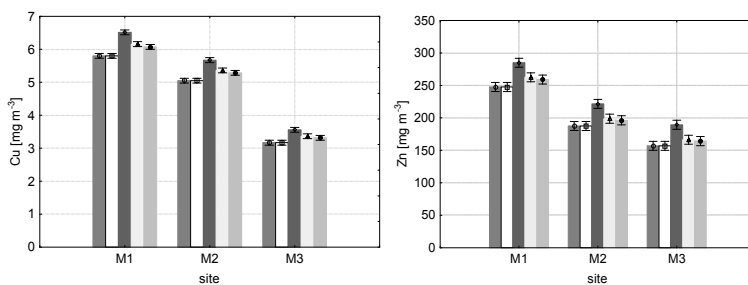


Fig. 2. Cu and Zn concentrations in water collected from three sites within five periods

Rys. 2. Stężenia Zn i Cu w wodzie pobranej z trzech stanowisk pomiarowych w pięciu terminach

Cu concentrations were determined as a medium level of C_{fi} , while Zn was identified as a very high level of C_{fi} . The pollution load index revealed non-polluted water (Table 2).

The contamination factor of Cu was at relatively low levels in comparison to the industrial area of river water collected near to the in-

dustrial area of Kosovo, while Zn reached very high values several times higher than those observed in the industrial area (Ferati et al. 2015). The pollution load index was three times lower than that recorded by Ferati et al. (2015), although in both cases the pollution level was not reached. Cu and Zn were noted at higher or equal levels as for our samples in comparison to water collected from a coastal port area of Malaysia (Sany et al. 2013) and the Maharlu saline lake in Iran (Moore et al. 2009).

Table 2. Contamination factor of all measured trace elements and Pollution Load Index of water in measurement sites and terms; MCF – $1 \leq C_f^i < 3$ – moderate contamination factors; VHCF – $C_f^i \geq 6$ – very high contamination factor.

Tabela 2. Współczynnik zanieczyszczenia cynku i miedzi w wodzie we wszystkich punktach i terminach badawczych. MCF – $1 \leq C_f^i < 3$ – umiarkowany współczynnik zanieczyszczenia; VHCF – $C_f^i \geq 6$ – bardzo wysoki współczynnik zanieczyszczenia

Month	site	Contamination factor (C_f^i)	
		Cu	Zn
April	M1	1.934 (MCF)	82.526 (VHCF)
May		1.934 (MCF)	82.526 (VHCF)
July		2.172 (MCF)	94.966 (VHCF)
August		2.053 (MCF)	87.477 (VHCF)
September		2.025 (MCF)	86.362 (VHCF)
April	M2	1.683 (MCF)	62.496 (VHCF)
May		1.683 (MCF)	62.496 (VHCF)
July		1.891 (MCF)	73.858 (VHCF)
August		1.787 (MCF)	66.246 (VHCF)
September		1.763 (MCF)	65.401 (VHCF)
April	M3	1.056 (MCF)	52.315 (VHCF)
May		1.056 (MCF)	52.315 (VHCF)
July		1.186 (MCF)	63.129 (VHCF)
August		1.121 (MCF)	55.454 (VHCF)
September		1.106 (MCF)	54.746 (VHCF)

Accumulation of trace elements in plant organs

Two-way ANOVA revealed a highly ($\alpha \leq 0.001$) significant effect of plant organ on concentrations of both elements in plants, similarly as the period of sampling (Table 1). There was noted an increase of both analysed elements during the growing season considering plant organs of

both plant species. Similarly as findings of Vymazal et al. (2007) in constricted wetlands as well as Drzewiecka et al. (2011) and Duman et al. (2007) in natural water ecosystems.

Zinc and copper also revealed an increase of concentration during the growing season. Higher accumulation was noted in *P. australis* rhizomes, while accumulation in leaves varied between species. Higher accumulation of zinc at the beginning of the growing season was observed in *P. australis*, while Cu concentration was slightly higher at the end in *T. angustifolia* leaves (Fig. 3). The bioaccumulation factor was above 1 only for Cu in rhizomes and stems of *P. australis* and rhizomes of *T. angustifolia*, while Zn was always lower than 1 (Table 3).

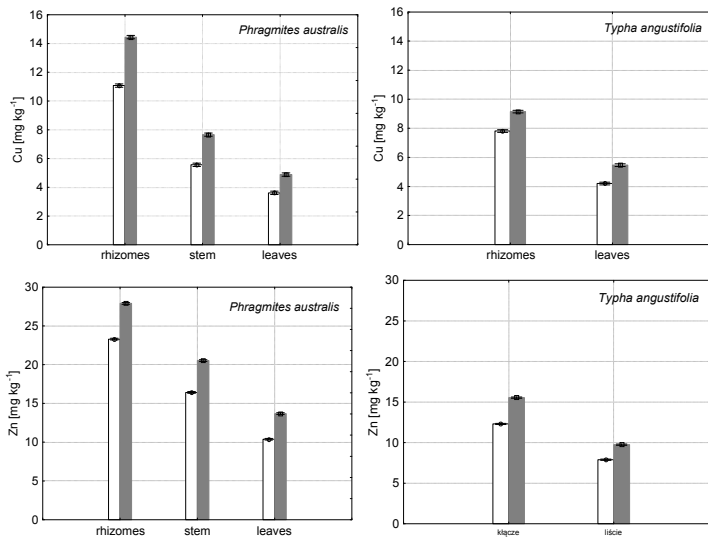


Fig. 3. Cu and Zn accumulation in *Phragmites australis* and *Typha angustifolia* organs collected from Malta Lake within two periods

Rys. 3. Poziom akumulacji Cu i Zn w organach *Phragmites australis* i *Typha angustifolia* zebranych z Jeziora Malta w dwóch terminach badawczych

The higher translocation factor values were noted for *P. australis* from rhizomes to stems for Zn concentrations (Table 4). High transport of Zn to above-ground plant parts was previously noted by Saraswat & Rai (2009) in six species cultivated in heavy metal contaminated soils, Windham et al. (2003) in two dominant salt marsh macrophytes, and

Lesage et al. (2007) in *P. australis* grown in a wetland constructed for treating domestic wastewater. Meanwhile, Marques et al. (2007) recorded poor translocation of zinc to aboveground sections.

Table 3. Bioaccumulation factor (BAF) values for plant organs from water in two measurement terms in *P. australis* and *T. angustifolia*

Tabela 3. Wskaźnik bioakumulacji (BAF) w organach roślin *P. australis* i *T. angustifolia* badanych w dwóch terminach

Term of measurement	BAF values					
	Cu	Zn	Cu	Zn	Cu	Zn
	<i>P. australis</i>					
	rhizomes		stems		leaves	
May	2.19	0.12	1.1	0.09	0.72	0.06
September	2.73	0.14	1.45	0.1	0.93	0.07
	<i>T. angustifolia</i>					
May	1.55	0.07	–	–	0.83	0.04
September	1.73	0.08	–	–	1.03	0.05

Table 4. Translocation factor (TF) values for plant organs

Tabela 4. Wskaźnik translokacji (TF) dla organów roślin

Term of measurement	Plant organs	Translocation factors	
		Cu	Zn
	<i>P. australis</i>		
May	rhizomes → stems	0.50	0.70
September		0.53	0.74
May	rhizomes → leaves	0.33	0.45
September		0.34	0.49
	<i>T. angustifolia</i>		
May	rhizomes → leaves	0.54	0.64
September		0.60	0.63

Relations between parameters

Principal component analysis revealed a positive relation between water concentration of Zn and Cu and accumulation in plant organs. However, in the case of Cu this relation was highly significant

($p \leq 0.001$). In the case of zinc correlation between water and leaves of both species was relatively weak (Fig. 4).

Zinc and copper are closely related elements. When in the environment Zn content is higher than Cu, it can reduce Cu uptake by plants (Bose et al. 2008). Other investigators also found an effect of Cu on higher uptake of Zn (Luo & Rimmer 1995).

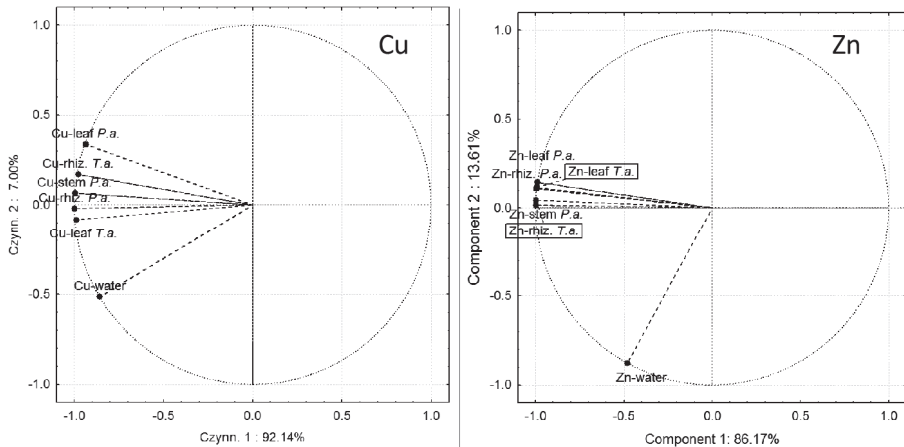


Fig. 4. Principal component analysis of Cu and Zn concentrations in plant organs and water (*Rhiz.* – rhizomes; *P.a.* – *P. australis*; *T.a.* – *T. angustifolia*)

Rys. 4. Analiza składowych głównych dla cynku i miedzi zakumulowanych w roślinach i wodzie

4. Conclusions

A decrease of Zn and Cu along the Cybina watercourse was recorded. Moreover, the contamination factor of Cu and Zn was at a medium and very high level. Very high C_{fi} of zinc did not result in a high level of BAF, while Cu of the three elements revealed a high level of BAF. Moreover, Zn revealed the higher translocation to upper parts of plants of both analysed species in comparison to Cu. Uptake and transport to upper parts of plants of all elements was positively correlated with water concentration. However, the lowest relation was found for Zn. Zn uptake is usually closely related to Cu concentration in the environment; hence here there were noted some disturbances.

References

- Aksoy, A., Duman, F., Sezen, G. (2005). Heavy metal accumulation and distribution in narrow-leaved cattail (*Typha angustifolia*) and common reed (*Phragmites australis*). *Journal of Freshwater Ecology*, 20(4), 783-785.
- Baldantoni, D., Alfani, A., Di Tommasi, P., Bartoli, G., Virzo De Santo, A. (2004). Assessment of macro and microelement accumulation capability of two aquatic plants. *Environmental Pollution*, 130, 149-156.
- Bogucki, J., Staniewska-Zątek, W. (1996). *Warunki do rekreacji mieszkańców miasta Poznania*. W: Środowisko naturalne miasta Poznania. Cz. 1. Red. J. May S. Stelmasiak L. Kurek I. Ludwiczak M. Niezborala. Poznań: Total - Druk, 155-173.
- Bose, S., Vedamati, J., Rai, V., Ramanathan, A. L. (2008). Metal uptake and transport by *Typha angustifolia* L. grown on metal contaminated waste amended soil: an implication of phytoremediation. *Geoderma*, 145, 136-142.
- Bragato, C., Brix, H., Malagoli, M. (2006). Accumulation of nutrients and heavy metals in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel and *Bolboschoenus Maritimus* (L.) Palla in a constructed wetland of the Venice lagoon watershed. *Environmental Pollution*, 144(3), 967-975.
- Cohen, C. K., Fox, T. C., Garvin, D. F., Kochian, L. V. (1998). The role of iron-deficiency stress responses in stimulating heavy-metal transport in plants. *Plant Physiol.*, 116, 1063-1072.
- Czarnecka, H. (RED.) (2005). *Atlas Podziału Hydrograficznego Polski*. Warszawa: IMGW.
- Drzewiecka, K., Borowiak, K., Mleczek, M., Zawada, I., Goliński, P. (2011). Bioaccumulation of zinc and copper by *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steudel and *Typha angustifolia* (L.) growing in natural water ecosystems. *Fresenius Environmental Bulletin*, 20(2), 325-333.
- Duman, F., Cicek, M., Sezen, G. (2007). Seasonal changes of metal accumulation and distribution in common reed club rush (*Schoenoplectus lacustris*) and common reed (I). *Ecotoxicology*, 16, 457-465.
- Ferati, F., Kerolli-Mustafa, M., Kraja-Ylli, A. (2015). Assessment of heavy metal contamination in water and sediments of Trepça and Sitnica rivers, Kosovo, using pollution indicators and multivariate cluster analysis. *Environmental Monitoring Assessment*, 187, 338.
- Greger, M. (2004). *Metal availability uptake, uptake, transport and accumulation in plants. Heavy metal stress in plants. From biomolecules to ecosystems*. In: M.N.V. Prasad (Ed.). New York: Springer.
- Borowiak, K., Kanclerz, J., Mleczek, M., Staniszewski, R., Lisiak, M. (2016). Accumulation of Cd and Pb in water, sediment and two littoral plants (*Phragmites australis*, *Typha angustifolia*) of freshwater ecosystem. *Archives of Environmental Protection* (w druku).

- Kondracki, J. (2009). *Geografia regionalna Polski*. Warszawa: PWN.
- Lesage, E., Rousseau, D. P. L., Meers, E., Tack, F. M., G., De Pauw, N. (2007). Accumulation of metals in a horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater in Flanders, Belgium. *Science of the Total Environment*, 380, 102-115.
- Luo, Y. & Rimmer D.L. (1995). Zinc-copper interaction affecting plant growth on metal contaminated soil. *Environmental Pollution*, 88, 79-83.
- Marchner, H. (1995). *Mineral Nutrition of higher plants*. London: Academic Press.
- Marques, A.P.G.C., Rangel, A. O.S.S., Castro, P.M.L. (2007). Zinc accumulation in plant species indigenous to a Portuguese polluted site: relation with soil contamination. *Journal of Environmental Quality*, 36, 646-653.
- Moore, F., Forghani, G., Qishlaqi, A. (2009). Assessment of heavy metal contamination in water and surface sediments of the Maharlu Saline Lake, SW Iran. *Iranian Journal of Science and Technology, Transaction A*, 33, 43-53.
- Sany, S.B. T., Salleh, A., Sulaiman, A.H., Sasekumar, A., Rezayi, M., Tehrani, G.M. (2013). Heavy metal contamination in water and sediment of the Port Klang coastal area, Selangor, Malaysia. *Environmental Earth Sciences* 69(6), 2013-2025.
- Saraswat, S. & Rai, J.P.N. (2009). Phytoextraction potential of six plant species grown in multimetal contaminated soil. *Chemistry and Ecology* 25(1), 1-11.
- Southichak B., Nakano, K., Nomura, M., Chiba, N. (2006). *Phragmites australis*: A novel bioabsorbent for the removal of heavy metals from aqueous solution. *Water Research*, 40, 2295-2302.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L., Švehla, J., Chrastný, V., Štíhová, J. (2009). Trace elements in *Phragmites australis* growing in constructed wetlands for treatment of municipal wastewater. *Ecological Engineering*, 35, 303-309.
- Vymazal, J., Švehla, J., Kröpfelová, L., Chrastný, V. (2007). Trace metals in *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* growing in constructed and natural wetlands. *Science of the Total Environment*, 380, 154-162.
- Windham, L., Weis, J.S., Weis, P. (2003). Uptake and distribution of metals in two dominant salt marsh macrophytes, *Spartina alterniflora* (cordgrass) and *Phragmites australis* (common reed). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56, 63-72.
- Yu, Z. & Zhou, Q. (2009). Growth responses and cadmium accumulation of *Mirabilis jalapa* L. under interaction between cadmium and phosphorus. *J Hazard Mater.*, 167, 38-43.
- Zarei, I., Pourkhabbaz, A., Khuzestani, R. B. (2014). An assessment of metal contamination risk in sediments of Hara Biosphere Reserve, southern Iran with a focus on application of pollution indicators. *Environ Monit. Assess*, 186, 6047-6060.

Zayed, A.M. & Terry, N. (2003). Chromium in the environment: Factors affecting biological remediation. *Plant Soil*, 249, 139-156.

***Phragmites australis* i *Typha angustifolia* jako potencjalne rośliny akumulujące cynk i miedź w ekosystemie wodnym zlokalizowanym na terenie miasta**

Streszczenie

Dwa gatunki wodne były analizowane pod kątem akumulacji cynku i miedzi ze zbiornika wodnego zlokalizowanego na terenie miejskim. Przeprowadzono również badania zawartości tych pierwiastków w wodzie w celu odniesienia uzyskanych wyników w roślinach. Stężenia Zn i Cu były mniejsze na odpływie z jeziora Malta. Współczynnik zanieczyszczenia wykazały bardzo wysoki poziom Zn w wodzie, podczas gdy Cu na niskim i średnim poziomie. W ciągu sezonu wegetacyjnego zauważono zwiększenie stężenia w organach roślin obu gatunków. Stwierdzono niższy poziom akumulacji cynku aniżeli miedzi w roślinach. Wykazano ponadto wyższy poziom akumulacji obu pierwiastków w podziemnych częściach roślin. Wskaźnik translokacji wskazuje na większy transport do części nadziemnych cynku aniżeli miedzi.

Abstract

Two water plant species were analysed as potential accumulators of zinc and copper in water reservoirs in city areas. Moreover, water analysis were performed during the growing season to find some relations. Zn and Cu concentrations in water decreased at the outflow of Malta Lake. The contamination factor revealed very high values for Zn concentration in water, while Cu was at a low or medium level. Accumulation of both trace elements in plant organs was observed during the growing season in all plant organs. Zn bioaccumulation was found at lower level than Cu. Higher levels of both heavy metals were noted for belowground organs. However, the translocation factor indicated that Zn were transported in the higher amounts to the above-ground parts of plants.

Słowa kluczowe:

ekosystem wodny, cynk, miedź, rośliny wodne

Keywords:

water ecosystem, zinc, copper, water plants



Inactivation of *Ascaris suum* Eggs During the Process of Sewage Sludge Composting in Piles

Katarzyna Budzińska, Bożena Szejniuk, Anita Jurek
UTP University of Science and Technology, Bydgoszcz

1. Introduction

The use of sewage sludge as a source of nutrients and organic substance for plants, as part of bioelement circulation in nature, is justified from both the ecological and economic point of view (Christensen et al. 2002, Songin & Hury 2002). Nevertheless, studies by many authors have indicated that sewage sludge contains many pathogenic microorganisms, including parasites (Romdhana et al. 2009, Szala & Paluszak 2008, Szejniuk & Żak 2004). Sewage sludge contains substantial amounts of eggs of helminths, such as: *Ascaris sp.*, *Toxocara sp.* and *Trichuris sp.* (Reimers et al. 1986, Wharton 1980). According to Amin (1988), *Ascaris lumbricoides* and *Strongyloides stercoralis* are the most common species in dried sludge samples. This author claims that a high reproductive potential of *Ascaris* (200,000 eggs/day) probably contributed to the substantial number of eggs found in dried sludge (up to 48 eggs/10 g DM – Dry Matter). Kaniuczak et al. (2009) reported the presence of parasite eggs from the genera *Ascaris lumbricoides* and *Trichuris trichura*. Their numbers in one kilogram of concentrated sludge amounted to 136 and 120 eggs, respectively. Boruszko et al. (2005) observed the presence of live eggs of *Ascaris* and *Toxocara* in two out of three samples of dehydrated sludge after pressing, and their amount stayed on average within the range between 60 and 80/kg DM. Gaspard et al. (1995) reported that eggs of nematodes are highly resistant to most classic sludge treatment methods. The process of sludge prolonged aeration and fermentation was ineffective in elimination of live eggs, since 93% and 66% of them, respective-

ly, were recovered. Similar results were obtained by Black et al. (1982), resulting in a low inactivation rate of live nematode eggs during aerobic and anaerobic sludge stabilization. Gantzer et al. (2001) found on average from 2 to 45 eggs/10g DM in raw sludge, whereas those occurring in the largest numbers were eggs of *Trichuris* (37.7%), *Ascaris* (34.8%) and *Toxocara* (13.7%). *Ascaris* eggs keep their invasiveness for many years in unfavourable biocenotic conditions. The eggs' resistance to adverse environmental conditions is connected, among others, with the multilayer structure of their shields. The hardness of *Ascaris* eggs results from their very tight shell, which has been regarded as one of the most resistant biological structures (Wharton 1980). Composting, that is controlled microbiological changes in the organic substance with structure-forming material, is an advantageous strategy to use for sewage treatment by-products. As a result of this process, sanitary properties of wastes undergo a definite improvement and the sludge structure is changed, as well as its chemical, physical and biological properties (Aubain 2002, Czekala 2008). *Ascaris* eggs are used in monitoring of the effectiveness of hygienization processes. This study was undertaken to estimate the effectiveness of sewage sludge composting in inactivation of *Ascaris suum* eggs.

2. Material and methods

2.1. Preparation of material for composting

Material used in this experiment was sewage sludge derived from mechanical and biological sewage treatment, dehydrated on the belt press, with the composition presented in Table 1.

Sludge was used in addition to straw and hydrated lime in the ratio 1: 0.7: 0.1. Straw cut into fragments with a length of 15-20 cm was used to improve the pile structure and increase the access of air. Preparation of the compost mixture involved mixing sewage sludge with particular components with a dung spreader. A pile was built of the prepared material, with the cross section of a trapezium with the following dimensions: the lower base 2.5 m, the upper base 1.5 m, the height of 1.3 m and the length of 5.0 m. The pile was turned using a dung spreader every day in the 1st and 2nd week, twice a week in the 3rd week, whereas in 4th, 5th and 6th week turning was performed once a week. Then the compost was subjected to maturation for successive 10 weeks.

Table 1. Results of physicochemical analysis of sewage sludge**Tabela 1.** Wyniki analizy fizykochemicznej osadów ściekowych

Specification	% DM	Heavy metal content	mg/kg DM
Organic substance	57.90	Cadmium	2.63
Calcium	3.61	Copper	2.34
Magnesium	0.10	Nickel	63.17
Ammonium nitrogen	0.54	Lead	23.33
Total nitrogen	3.89	Zinc	62.50
Total phosphorus	2.63	Mercury	579.00
Potassium	0.11	Chromium	0.22

2.2. Isolation of eggs

To determine the effect of composting process on the inactivation of *Ascaris suum* eggs, we placed perforated perlon sacks made from material with a pore diameter of 25 µm, containing 1 ml of *Ascaris suum* egg suspension each, at three pile levels (seven at each level) at the following heights: top – 90 cm, middle – 60 cm; bottom – 30 cm. Eggs of *Ascaris suum* were obtained from sexually mature female individuals collected from intestines of pigs from a pig slaughterhouse and 2 cm fragments of mature ascarid matrixes were prepared in order to avoid the presence of unfertilized eggs. Mature eggs of *Ascaris* were squeezed with a glass rod to a Petri dish. The eggs were transferred to a beaker, where they were poured with 200 ml of physiological saline and the solution was shaken together with glass pearls for 10 minutes. The obtained suspension was strained through a fine screen, then 0.2 ml of gentamycin sulfate solution (0.001g/ml) was added and the solution was left for sedimentation for 24 hours. Afterwards, 1 ml of the suspension was introduced with a sterile pipette into each of perlon sacks which were tightly closed using a heat sealer, thanks to which the eggs did not get outside. After such preparation, the samples with *Ascaris suum* eggs were introduced into the composted material and collected from different parts of the pile to evaluate vitality on 11, 28, 37, 42, 51 and 64 days of composting. The sacks were cut in the lab and placed with the inside on sterile Petri plates. Then they were poured with water and incubated for 30 days at 28-30°C. During incubation, the plates were aerated for better access of oxygen. To determine the percentage of invasive eggs, several drops

of the suspension were collected from the bottom of plate to the microscopic slide and observed under the microscope 600 x zoom (Zeiss Microbiological Analyzer). Calculations were made for 200 eggs. We looked for eggs in a phase of embryonic development or larvae. Calculations were performed according to the formula (1):

$$E = \frac{E_1}{E_n} * 100\% \quad (1)$$

E – vitality of eggs (%), E_1 – the number of eggs with larvae (pcs.), E_n – total number of observed eggs (pcs.)

The control sample was a suspension of eggs subjected to incubation after collecting them from the matrix of a sexually mature individual. To incubate the eggs, 2 moist chambers were prepared, made of three Petri plates with different diameters. The smallest plates were placed on a scaffold made up of two thin plastic pipes at the bottom of larger vessels, each of which was poured with 10 ml of running water. In this way the proper moisture was provided, necessary to generate the embryonic stage of *Ascaris* eggs. The samples were incubated at 28°C for 14 days, checking the development of invasive eggs with a frequency of 3-4 days. The pH value of the composted material was determined using a potentiometer in the prepared suspension according to the PN-EN 12176. Dry matter was examined according to the recommendations of PN-EN 15934:2013-02. Temperature of the composted biomass was measured at three levels of the pile throughout the study, using a digital agricultural thermometer with a probe. The results of inactivation of *Ascaris suum* eggs in composted sewage sludge were verified and then subjected to the statistical analysis based on changes in the amount of studied eggs in time, according to the formula:

$$y = ax + b \quad (2)$$

where: a – inactivation of eggs during one day, x – time in days, b – percentage of live eggs at the initial phase of the experiment.

3. Results and discussion

Figures 1 and 2 present the results of the study estimating the effect of composting sewage sludge on the vitality of *Ascaris suum* eggs. At the start of the experiment, the percentage of live eggs in the composted material stayed at a similar level in all parts of the pile, within the

range from 87.1 to 89.0%. After 10 days of composting, the presence of numerous invasive *Ascaris* eggs was still recorded, equally in the top (82.6%), middle (85.5%) and bottom (86.6%) parts of the pile. Paluszak et al. (2003), studying the effect of composting on the inactivation of parasite eggs, found that the 16th day of composting brought the complete inactivation of live larvae of *Ascaris suum* in carriers placed in the upper and middle parts of the pile. By contrast, in the outside layer of the pile the percentage of live larvae on the 29th day of composting amounted to 76.3%. In the present study, a marked increase in inactivation of enteric parasite eggs was recorded after 28 days of composting. Then the average percentage of died eggs accounted for 32.8% (Fig. 2). Next 11 days of composting had a destructive effect on the eggs of those parasites. In that period, almost 50.0% elimination of eggs was observed in the middle and top parts of the pile. The eggs placed in carriers in the bottom layer of the pile were characterized with a slower dying rate. A rapid decrease in the number of invasive eggs was recorded after the 42nd day of the experiment, when the inactivation of eggs at a level of 80.2% was observed, on average for the whole pile (Fig. 2). On 51st day of composting, single invasive eggs were observed only in samples collected from the lower part of the pile (2.4%) (Fig. 1). On the 64th day of the experiment, no live parasite eggs were found in composted sewage sludge (Fig. 1,2). According to Koné et al. (2007), the vitality of *Ascaris* eggs during 40 and 60 days of composting was reduced to less than 20.0% and 10.0%, respectively. A high effectiveness of *Ascaris* egg elimination, from 90.0 to 100.0%, was obtained after 80 days of composting due to heat generated during the process.

Proper course of sewage sludge composting depends on many factors, which have direct or indirect effect on the survival rate of eggs of enteric parasites. These include: the type of composted material, the content of nutritive substances, moisture, temperature, pH value and aeration (Aitken et al. 2005, Hassen et al 2001, Taiwo & Oso 2004). Pecson et al. (2005) claim that many factors may affect the degree of inactivation of the eggs of the alimentary tract parasites during biological degradation, both under anaerobic or aerobic conditions, but the temperature is the predominant factor. Similarly, Gantzer et al. (2001) indicated a significant effect of this parameter on obtaining the compost which is safe in respect of sanitary state. According to the authors, a temperature higher

than 45°C is able to provide the full hygienization of the composted material. In contrast, Kulikowska and Moszczyńska (2010) claim that only a temperature of 55-60°C can ensure the complete elimination of eggs of the intestinal parasites.

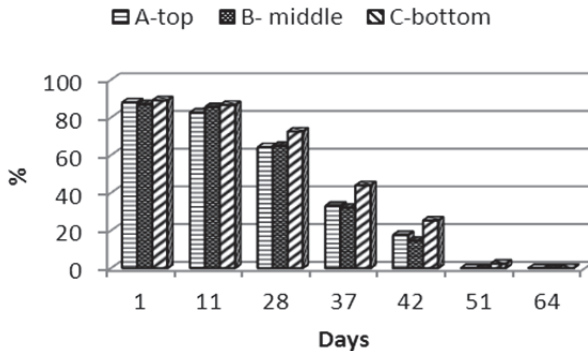


Fig. 1. Percentage (%) of live *Ascaris suum* eggs in individual days of sewage sludge composting in studied parts of the pile

Rys. 1. Odsetek (%) żywych jaj *Ascaris suum* w poszczególnych dniach kompostowania osadów ściekowych badanych częściach pryzmy

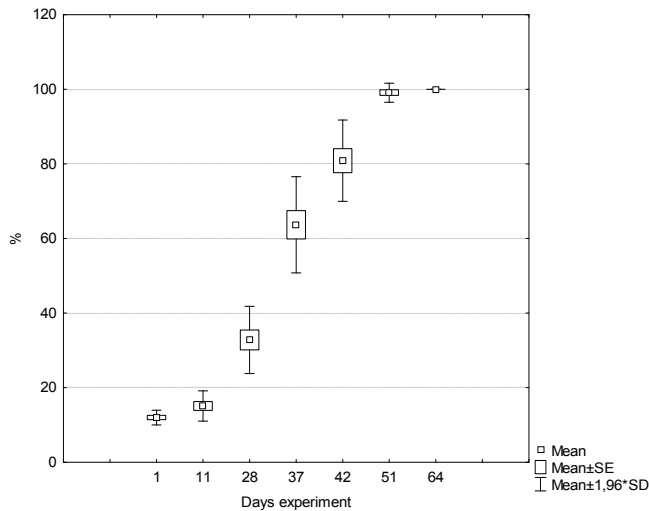


Fig. 2. Inactivation (%) of live *Ascaris suum* eggs in the process of sewage sludge composting

Rys. 2. Inaktywacja (%) żywych jaj w procesie kompostowania osadów ściekowych

In the present study, in the initial period of the experiment the temperature of the composted biomass was low and for the first 2 weeks it did not exceed 20°C. Consequently, the elimination of parasite eggs proceeded very slowly. The effect of a low temperature on long survival time of *A.suum* in sewage sludge was also observed by Berggren et al. (2004). The crucial step in the present study was obtaining the thermophilic phase in the compost pile, which was observed from 35th day of the experiment, when the temperature exceeded 45°C. At the top and middle layers of the compost pile, the temperature stayed at a high level of above 55°C for 10 days. Although in the present study the lowest temperatures were in the bottom part of the pile, since in the thermophilic phase they reached from 48°C to 60°C, they enabled the full inactivation of *Ascaris* eggs, in about two weeks longer than in the top and middle parts. The highest temperatures of the composted material were recorded on the 42nd day of the experiment: 74°C in the top part of the pile, 71°C in the middle part and 61°C in the bottom part (Fig. 3). This resulted in a rapid dying off of *Ascaris suum* eggs. However, Paluszak et al. (2003) report that lack of the thermophilic phase in sewage sludge composting due to insufficient aeration can be an environmental hazard, as *Ascaris* eggs survived 70 days in the outer zone pile.

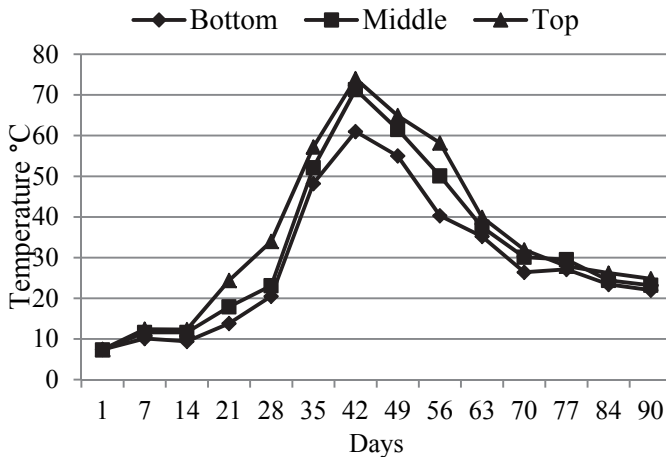


Fig. 3. Temperature values in different parts of the compost pile
Rys. 3. Wartości temperatury w poszczególnych częściach pryzmy kompostowej

From statistical calculations it follows that the dying rate of eggs was the highest in the middle and top parts of the pile, where the daily elimination rate of live eggs amounted to 1.88 and 1.83%, respectively, whereas the inactivation of *Ascaris* eggs at the bottom layer of the pile was 1.64% (Tab. 2). The theoretical maximal survival time of eggs calculated from regression equations was 54 days in the top and middle parts of the pile and 61 days in the bottom part (Tab. 2).

Table 2. Regression line equations of *Ascaris suum* eggs inactivation in the process of sewage sludge composting

Tabela 2. Równania prostych regresji inaktywacji jaj w procesie kompostowania osadów ściekowych

Part of the pile	Regression equation	r ² (%)	Survival (days)
Top	$y = -1.83x + 99.35$	93.50	54.0
Middle	$y = -1.88x + 100.84$	92.73	54.0
Bottom	$y = -1.64x + 100.30$	91.34	61.0

According to Kosarewicz et al. (1999), for the proper course of the process of sanitization, the temperature in the whole compost biomass should amount to 55°C for 3 weeks. The effect of high temperatures on the loss of *Ascaris suum* invasiveness is connected with damage of the enzymatic system in the eggs of these parasites (Plym-Forshell 1995). This is confirmed by the study by Paluszak et al. (2003), who indicate that failing to obtain high temperatures in the composted material results in improper hygienization of the biomass, and eventually, a possibility of getting considerable amounts of parasite eggs into the environment. Papajová et al. (2005) report that after the process of composting various organic wastes was finished, as much as 60% of them contained live eggs of *Ascaris sp.*, *Trichuris sp.*, *Toxocara sp.* and *Hymenolepsis sp.* After 150 days of composting, most eggs of *Ascaris suum* retained their vitality ($63.47 \pm 4.15\%$). From the observations of Zdybel et al. (2009) it appears that eggs of enteric parasites were found in 38.0% of compost samples. Live eggs were isolated from 8.0% of samples. The samples most often contained eggs of ascarids from the genera *Ascaris* (23.0%), *Trichuris sp.* (15.0%) and *Toxocara* (8.0%).

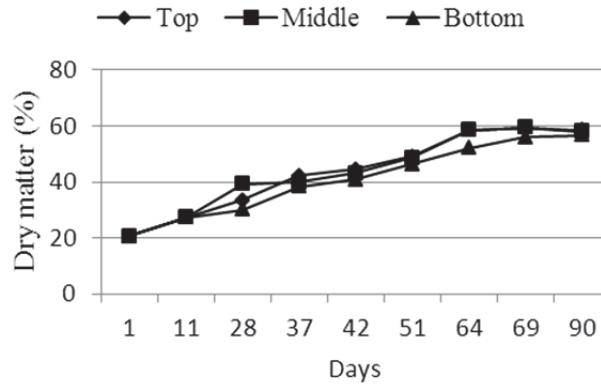


Fig. 4. Changes in dry matter content in composted sewage sludge

Rys. 4. Zmiany zawartości suchej masy w kompostowanych osadach ściekowych

Essential factors affecting the course of the composting process are dry matter content and pH of sewage sludge. On the first day of the experiment, the dry matter content in the composted material amounted to 20.71, at pH value equal to 7.5 (Fig. 4,5). In the experiment there was observed a constant tendency to increase the dry matter content of the pile, which was characterized by the highest content in the 10th week of the experiment, ranging from 55.94 in the bottom part of the pile to 59.39% in the middle part. The pH value during composting increased successively, up to a level of 8.30. The pH value of the composted material began to decrease again from the 51st day of the experiment and at the end of the process this parameter amounted to 6.9 for the whole pile (Fig. 5).

Dach and Zbytek (2005) observed that the dry matter content of composted material ranged from 23.6 to 28.4%, whereas pH was within the range 7.7-8.1. Siuta et al. (2007) indicated that as a result of composting not limed sludge with straw, the dry matter content reached 35.5%, whereas for limed sludge with straw it was 54.0%. The pH values of composts were close to neutral and ranged from 6.3 to 7.3. According to Krzywy et al. (2008), composts made up of sludge, straw and wastes of municipal greenery are characterized by a slightly alkaline pH from 7.25 to 7.36. The values of dry matter content and pH obtained in the present study were typical of the properly proceeding process of composting sewage sludge.

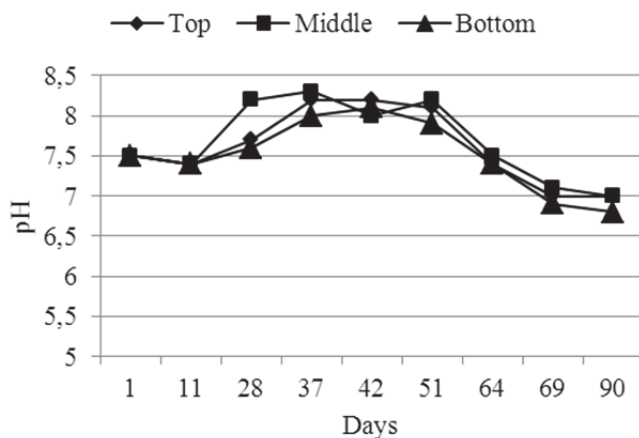


Fig. 5. Changes in pH values during the process of sewage sludge composting
Rys. 5. Zmiany wartości pH w trakcie procesu kompostowania osadów ściekowych

Improper hygienization of sludge biomass results in a large amount of eggs of alimentary tract parasites getting into the environment, posing a serious health threat to people and animals (Capizzi-Banas et al. 2004). From the point of view of environmental biosafety, it is essential to conduct the monitoring of the course of composting process also in the parasitological aspect.

4. Conclusions

1. Sewage sludge composting turned out to be an effective method for elimination of eggs of the parasite *Ascaris*.
2. It was shown that inactivation of nematodes depends, among other things, on the time and temperature of composted material.
3. High temperatures generated during the process (50-70°C) contributed to the complete elimination of parasite eggs at all three layers of the compost piles and allowed for obtaining compost which was safe in respect of sanitary state.
4. Statistical calculations indicate that the time necessary for complete hygienization of sludge ranges from 51 to 64 days.

References

- Aitken, M.D., Sobsey, M.D., Blauth, K.E., Shehee, M., Crunk, P.L., Walters, G.W. (2005). Inactivation of *Ascaris suum* and *Poliovirus* in biosolids under thermophilic anaerobic digestion conditions. *Environmental Science & Technology*, 39, 5804-5809.
- Amin, O.M. (1988). Pathogenic micro-organisms and helminths in sewage products. Arabian Gulf, Country of Bahrain. *American Journal of Public Health*, 78(3), 314-315.
- Aubain, P., Gazzo, A., le Moux, J., Mugnier, E. (2002). Disposal and recycling routes for sewage sludge. Synthesis report 22 February 2002. Arthur Andersen, EC DG Environment-B/2. <http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/pdf/synthesisreport020222.pdf>
- Berggren, I., Albiñ, A., Johansson, M. (2004). The effect of the temperature on the survival of pathogenic bacteria and *Ascaris suum* in stored sewage sludge. In: Sustainable organic waste management for environmental protection and food safety. Vol 2. *Scientific paper RAMIRAN conference, Murcia, Spain 6-9,10*, 53-56.
- Black, M.I., Scarpino, P.V., O'Donnell, C.J., Meyer, K.B., Jones, J.V., Kaneshiro, E.S. (1982). Survival rates of parasite eggs in sludge during aerobic and anaerobic digestion. *Applied and Environmental Microbiology*, 44(5), 1138-1143.
- Boruszko, D., Butarewicz, A., Dąbrowski, W., Magrel, L. (2005). *Badania nad ostatecznym wykorzystaniem odwodnionych osadów ściekowych do nieprzemysłowego wykorzystania*. Wydawnictwo Politechniki Białostockiej.
- Capizzi-Banas, S., Deloge, M., Remy, M., Schwartzbrod, J. (2004). Liming as an advanced treatment for sludge sanitisation: helminth eggs elimination *Ascaris* eggs as model. *Water Research*, 38, 3251-3258.
- Christensen, K.K., Carlsbaek, M., Kron, E. (2002). Strategies for evaluating the sanitary quality of composting. *Journal of Applied Microbiology*, 92, 1143-1158.
- Czekała, J. (2008). Właściwości chemiczne kompostu wytworzonego z komunalnego osadu ściekowego i różnych bioodpadów. *Journal of Research and Applications and Agricultural Engineering*, 53(3), 35-41.
- Dach, J., & Zbytek, Z. (2005). Recykling organiczny osadów ściekowych przy zastosowaniu ciągnikowego aeratora przyzm. *Journal of Research and Applications and Agricultural Engineering*, 1(50), 24-27.
- Gantzer, C., Gaspard, P., Galvez, L., Huyard, A., Dumouthier, N., Schwartzbrod, J. (2001). Monitoring of bacterial and parasitological contamination during various treatment of sludge. *Water Research*, 35(16), 3763-3770.

- Gaspard, P.G., Wiart, J., Schwartzbrod, J. (1995). Urban sludge reuse in agriculture: waste treatment and parasitological risk. *Bioresource Technology*, 52, 37-40.
- Hassen, A., Belguith, K., Jedidi, N., Cherif, A., Cherif, M., Boudabous, A. (2001). Microbial characterization during composting of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 80, 217-225.
- Kaniuczak, J., Hajduk, E., Zamorska, J., Ilek, M. (2009). Charakterystyka osadów ściekowych pod względem przydatności do przyrodniczego wykorzystania. *Zeszyty Naukowe Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego w Rzeszowie*, 11, 89-94.
- Koné, D., Cofie, O., Zurbrügg, Ch., Gallizzi, K., Moser, D., Drescher, S., Strauss, M. (2007). Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co – composting in tropical climates. *Water Research*, 41(19), 4397-4402.
- Kosarewicz, O., Firlus, J., Uniejewska, G. (1999). Removal of pathogenic microorganisms in municipal sewage treatment plants. *Gaz Woda i Technika Sanitarna*, 73(8), 292-297.
- Krzywy, E., Wołoszyk, Cz., Iżewska, A., Krzywy-Gawrońska, E. (2008). Ocena składu chemicznego i wartości nawozowej komunalnych osadów ściekowych i kompostów z ich udziałem. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 533, 239-247.
- Kulikowska, D., & Moszczyńska, M. (2010). Kompostowanie osadów ściekowych – charakterystyka procesu oraz analiza jakości kompostu. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 11, 36-39.
- Paluszak, Z., Ligocka, A., Olszewska, H. (2003). Inaktywacja jaj *Ascaris suum* w kompostowanych osadach ściekowych. *Medycyna Weterynaryjna*, 59(2), 154-156.
- Papajová, I., Szabová, E., Juriš, P., Oláhová, K. (2005). Asanation of the environment contaminated with enteronematode eggs. *Folia Veterinaria*, 49(3), Supplementum, S40-S42, 40-42.
- Pecson, B.M., & Nelson, K.L. (2005). Inactivation of *Ascaris suum* eggs by ammonia. *Environmental Science & Technology*, 39, 7909-7914.
- Plym-Forshell, L. (1995). Survival of salmonellas and *Ascaris suum* eggs in a thermophile biogas plant. *Acta Veterinaria Scandinavica*, 36(1), 79-85.
- Reimers, R.S., McDonell, D.B., Little, M.D., Bowman, D.D., Englande, A. J., Henriques, W.D. (1986). Effectiveness of wastewater sludge treatment processes to inactivate parasites. *Water Science & Technology*, 18, 387-404.
- Romdhana, M.H., Lecomte, D., Ladevie, B., Ladevie, B., Sablayrolles, C. (2009). Monitoring of pathogenic microorganisms contamination during heat drying process of sewage sludge. *Process Safety and Environmental Protection*, 87, 377-386.

- Siuta, J., Dusik, L., Lis, W. (2007). Kompostowanie osadu ściekowego w Sierpcu. *Inżynieria Ekologiczna*, 19, 97-105.
- Songin, H., & Hury, G. (2002). Zmiany składu chemicznego kompostów i wermikompostów wytworzonych na bazie osadu ściekowego. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 484, 589-594.
- Szala, B., & Paluszak, Z. (2008). Wpływ procesu kompostowania bioodpadów w kontenerowej technologii Kneer na inaktywację jaj glist *Ascaris suum*. *Medycyna Weterynaryjna*, 64(3), 361-364.
- Szejniuk, B., & Żak, S. (2004). Wpływ nadtlenu wodoru na inaktywację jaj *Ascaris suum*. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu, Zooteknika*, 505, 241-247.
- Taiwo, L.B., Oso, B.A. (2004). Influence of composting techniques on microbial succession, temperature and pH in a composting municipal solid waste. *African Journal of Biotechnology*, 3(4), 239-243.
- Wharton, D. (1980). Nematode egg – shells. *Parasitology*, 81, 447-463.
- Zdybel, J., Karamon, J., Cencek, T. (2009). Występowanie jaj nicieni pasożytniczych z rodzaju *Ascaris*, *Trichuris* i *Toxocara* w nawozach organicznych i organiczno-mineralnych oraz osadach ściekowych. *Życie Weterynaryjne*, 84(12), 992-996.

Inaktywacja jaj *Ascaris suum* w procesie pryzmowego kompostowania osadów ściekowych

Streszczenie

Przeprowadzone badania miały na celu określenie skuteczności inaktywacji jaj *Ascaris suum* w procesie kompostowania osadów ściekowych. W doświadczeniu wykorzystano osady ściekowe pochodzące z mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków, odwodnionych na prasie taśmowej. Do kompostowania zastosowano oprócz osadów słomę i wapno hydratyzowane w stosunku 1: 0,7: 0,1. Przygotowanie mieszaniny kompostowej polegało na wymieszaniu osadu ściekowego z poszczególnymi komponentami za pomocą rozrzutnika obornika. Z tak przygotowanego materiału usypano pryzmę o przekroju poprzecznym trapezu o wymiarach: podstawa dolna 2,5 m, podstawa górna 1,5 m, wysokość 1,3 m i długość 5 m. Pryzmę przetrucano w 1 i 2 tygodniu codziennie, w trzecim dwukrotnie, natomiast 4, 5 i 6 przetrucanie odbywało się raz na tydzień. Następnie kompost był poddawany dojrzewaniu przez kolejne 10 tygodni. W celu określenia wpływu procesu kompostowania na inaktywację jaj pasożytów *Ascaris suum* w trzech poziomach pryzmy na wysokości: góra – 90 cm, środek – 60 cm; dół – 30 cm umieszczono perforowane perlonowe worki zawierające po 1 ml zawiesiny jaj *Ascaris suum*. Przygotowane w ten

sposób próbki z jajami *Ascaris suum* wprowadzano do kompostowanego materiału i pobierano do oceny żywotności w 11, 28, 37, 42, 51 i 64 dniu kompostowania z poszczególnych części przyzmy. Obliczenia prowadzono dla 200 jaj dla każdej próbki poszukiwano jaj w fazach rozwoju embrionalnego lub z larwą. Na początku doświadczenia odsetek żywych jaj w kompostowanym materiale kształtował się na zbliżonym poziomie we wszystkich częściach przyzmy w zakresie od 87 do 89%. Po 10 dniach kompostowania nadal odnotowano występowanie licznych inwazyjnych jaj *Ascaris*, zarówno w górnej (82,6%), środkowej (85,5%), jak i dolnej części przyzmy (86,6%). W badaniach własnych znaczący wzrost inaktywacji jaj pasożytów jelitowych odnotowano po 28 dniach kompostowania, wówczas odsetek jaj zmarłych wynosił średnio 32,8%. Kolejne 11 dni kompostowania wpływało destrukcyjnie na jaja tych pasożytów, w okresie tym stwierdzono prawie 50% eliminację jaj w części środkowej i górnej przyzmy. Wolniejszym tempem zamieralności cechowały się jaja umieszczone w nośnikach w warstwie dolnej przyzmy. Gwałtowny spadek liczby inwazyjnych jaj stwierdzono po 42 dniu doświadczenia, w którym średnio dla całej przyzmy stwierdzono inaktywację jaj na poziomie 80%. W 51 dniu kompostowania pojedyncze inwazyjne jaja obserwowano jedynie w próbkach pobranych z dolnej części przyzmy (2,4%). W 64 dniu doświadczenia w kompostowanych osadach ściekowych nie stwierdzono obecności żywych jaj pasożytów. Wykazano, że inaktywacja nicieni zależy między innymi od czasu i temperatury kompostowanego materiału. Wysoka temperatura generowana w trakcie procesu (50-70°C) przyczyniła się do całkowitej redukcji jaj pasożytów we wszystkich trzech warstwach przyzm kompostowych oraz umożliwiła uzyskanie bezpiecznego pod względem sanitarnym kompostu.

Abstract

The purpose of the performed study was to determine the effectiveness of *Ascaris suum* eggs inactivation in the composting sewage sludge. Materials used in this experiment was sewage sludge derived from mechanical and biological sewage treatment, dehydrated on the belt press. In addition to sludge, straw and hydrated lime in the ratio 1: 0.7: 0.1 was used. Preparation of the compost mixture involved mixing sewage sludge with particular components with a dung spreader. A pile was built of the prepared material, with the cross section of a trapezium with the following dimensions: the lower base 2.5 m, the upper base 1.5 m, the height of 1.3 m and the length of 5.0 m. The pile was turned using a dung spreader every day in the 1st and 2nd week, twice a week in the 3rd week, whereas in 4th, 5th and 6th week turning was performed once a week. Then the compost was subjected to maturation for successive 10 weeks. To determine the effect of composting process on the inactivation of *Ascaris*

suum eggs, we placed perforated perlon sacks containing 1 ml of *Ascaris suum* egg suspension each, at three pile levels at the following heights: top – 90 cm, middle – 60 cm; bottom – 30 cm. After such preparation, the samples with *Ascaris suum* eggs were introduced into the composted material and collected from different parts of the pile to evaluate vitality on 11, 28, 37, 42, 51 and 64 days of composting. Calculations were made for 200 eggs. Eggs were sought in each sample in a phase of embryonic development or larvae. At the start of the experiment, the percentage of live eggs in the composted material stayed at a similar level in all parts of the pile, within the range from 87.1 to 89.0%. After 10 days of composting, the presence of numerous invasive *Ascaris* eggs was still recorded, equally in the top (82.6%), middle (85.5%) and bottom (86.6%) parts of the pile. In the present study, a marked increase in inactivation of enteric parasite eggs was recorded after 28 days of composting. Then the average percentage of dead eggs were accounted for 32.8%. Next 11 days of composting had a destructive effect on the eggs of those parasites. In that period, almost 50.0% elimination of eggs was observed in the middle and top parts of the pile. The eggs placed in carriers in the bottom layer of the pile were characterized with a slower dying rate. A rapid decrease in the number of invasive eggs was recorded after the 42nd day of the experiment, when the inactivation of eggs at a level of 80.2% was observed, on average for the whole pile. On 51st day of composting, single invasive eggs were observed only in samples collected from the lower part of the pile (2.4%). On the 64th day of the experiment, no live parasite eggs were found in composted sewage sludge. It was shown that inactivation of nematodes depends, among other things, on the time and temperature of composted material. High temperatures generated during the process (50-70°C) contributed to the complete elimination of parasite eggs at all three layers of the compost piles and allowed for obtaining compost which was safe in respect of sanitary state.

Słowa kluczowe:

osady ściekowe, kompostowanie, *Ascaris suum*, temperatura, inaktywacja

Keywords:

sewage sludge, composting, *Ascaris suum*, temperature, inactivation



Growth Rate, Age and Size Structure of the Alien Pumpkinseed, *Lepomis gibbosus* (L., 1758) Population from a Heated-water Discharge Canal of a Power Plant in the Lower Stretch of the Oder River, Poland

Józef Domagała^{*}, Przemysław Czerniejewski^{**},
Małgorzata Pilecka-Rapacz^{*}
^{*}University of Szczecin, Poland

^{**}West Pomeranian University of Technology, Szczecin, Poland

1. Introduction

One of the sites of natural occurrence of the pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*, Linnaeus, 1758) are the waters of eastern North America in which it has been present since the Miocene (Scott & Crossman 1973). In the 19th century, the species was imported to Europe as a sport and ornamental species (Groot 1985) and there it made its way to the natural environments (Copp & Fox 2007, Welcomme 1992). Currently, the pumpkinseed populations are present in the waters of Central and Western Europe (Groot 1985, Welcomme 1992), reaching the Iberian Peninsula (Sostoa et al. 1987) and the Black Sea in the south (Economidis et al. 1981). Even though the species is widespread in Europe, its populations occur in spots and are limited only to waters offering environmental conditions favourable for this species. However, an increase in the pumpkinseed population in these areas can lead to adverse changes in biocenoses and a progressive elimination of indigenous species (Almeida et al. 2014, Godinho 2004). Therefore, multiple studies of populations of the species inhabiting Western and Southern Europe were conducted in the last decades (Crivelli & Mestre 1988, Fox & Crivelli 2001, Papadopol & Ignat

1967, Tandon 1977a,b, Uzunova et al. 2008, Zięba et al. 2015). The obtained results indicated large differences between the European populations of this species, probably because of the large variability of the environments in which the fish occur. However, little information of the populations inhabiting Northern and Eastern Europe is available (Copp et al. 2002). Also in Poland, although the species was observed for the first time in 1927 (Grabowska et al. 2010), apart from the report by Heese & Przybyszewski (Heese & Przybyszewski 1985) and a valuable study of the pumpkinseed reproduction (Domagała et al. 2014), there are no scientific publications regarding the population structure and the growth rate of the only Polish population of the pumpkinseed inhabiting the heated waters of the lower Oder River.

In view of the above, it seems necessary to identify and update the data on the population structure, condition and growth rate of the pumpkinseed in a heated-water discharge canal of a power plant in the lower stretch of the Oder river and compare this data with that from other regions of Europe. The obtained results will also be useful for assessing the results of studies of the potential impact of the species on the native species of fish and aquatic invertebrates.

2. Material and methods

The research material included 1077 pumpkinseed individuals caught during monthly catches (electrofishing) in the waters of the lower Oder River between 2010 and 2013. The site of the catch were the waters of the Warm Canal that cool the generators of the Dolna Odra power plant near Gryfino (Northwestern Poland) (Figure 1), characterized by an increased temperature compared to natural waters (Domagała & Kondratowicz 2006, Domagała & Pilecka-Rapacz 2007).

After the catch, all fish were measured with 0.1 mm accuracy using a Helios electronic calliper connected to a PC, and then weighed with 0.1 g accuracy using an Axis 2000 scale. The length-weight relationship was estimated using the equation: $W = a L^b$, where W is total weight (g), L is total length (cm), a is intercept, and b is slope (Ricker 1975). Fish condition, age, as well as growth rate in body length and mass were also assessed. Fish condition was determined using Fulton ($K = 100 \cdot W \cdot L^{-3}$, where W – individual weight in grams, L – total length in mm) and Le Cren ($C = 100 \cdot W \cdot L^{-n}$, where W – individual weight in grams, L – total length in mm, n – the allometry coefficient related to the form of the in-

dividuals' growth, calculated from the length-weight relationship) formulas (Bolger & Connolly 1989, Ritterbusch-Nauwerck 1995). Fulton formula is the most popular in literature to determine the condition of fish, but when fish increase less in weight than predicted by increase in length or vice versa ($3 < n < 3$) we should use the Le Cren formula (Ricker 1975). Fish age and growth rate in body length and mass were determined based on the assessment of scales. Scales were collected in accordance with the methodology specified by Uzunova et al. (Uzunova et al. 2008), under the dorsal fin, cleaned of the remaining mucus in an aqueous solution of ammonia, and used for the preparation of specimens. The age was determined from the number of annual rings seen on a Zeiss Stereo Discovery V12 microscope at various magnifications. Every reading of fish age was repeated using 3-4 scales per fish. Annual rings on scales were measured using a computer with special image analysis software "MultiScan" (with 0.001 mm accuracy).

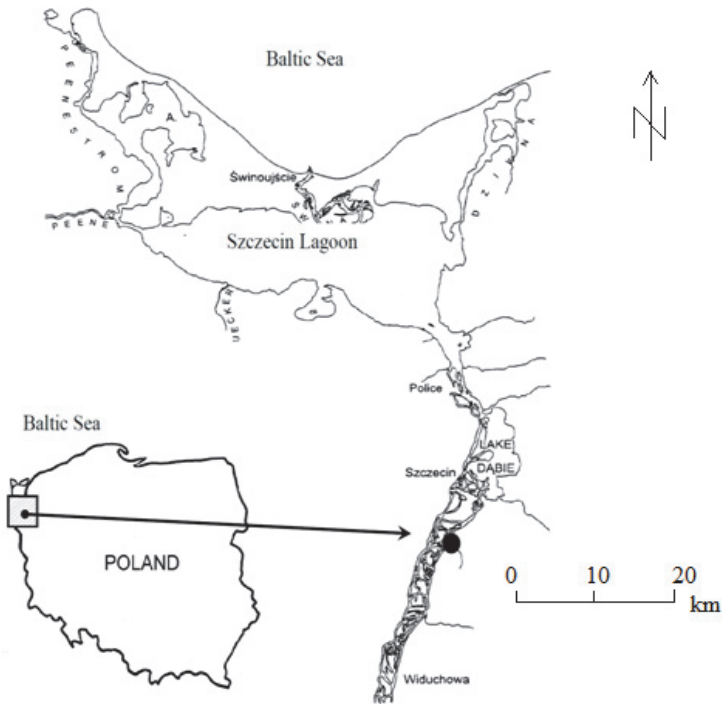


Fig. 1. Location of the pumpkinseed catch site

Rys. 1. Lokalizacja miejsc połowu bassa słonecznego

In view of the linear R-L correlation, reverse readings were performed in the Dahl-Lea variant, as proposed by Heese (Heese 1992). Thus obtained empirical data was used according to Chen et al. (Chen et al. 1992) to present the theoretical increase in fish length using von Bertalanffy formula (Chen et al. 1992, Ricker 1975).

Moreover, the structure of age, size and change in the condition of the pumpkinseed was assessed in each month of the year.

In addition to the tests involving fish, the physico-chemical characteristics of water (oxygen content, temperature and pH) were determined using a CX-410 multimeter and appropriate electrodes. Organic matter content was measured by determining 5-day Biochemical Oxygen Demand (using the direct method). Nitrogen and phosphorus compounds were determined using a Hach DR-890 photometer. The measurements were made once a month for the entire period of the study. The obtained measurement results were processed using statistical methods (in Microsoft Excel and Statistica 6.0 software) to calculate arithmetic means (\bar{x}) and standard deviation (SD). Before the hypothesis of equal means was verified, the normality of distribution of the analysed characteristic was assessed (using the Shapiro-Wilk test and Levene's test of homogeneity of variance). The significance of differences was determined using Scheffe's test ($P < 0.05$) and analysis of variance (for multiple samples) (Stanisz 1998). To study correlations between variables, regression analysis was used. The degree of match between function and empirical data was determined by calculating coefficients of correlation (R) and determination (R^2). The significance of correlation coefficient was established using t-test (Sokal & Rohlf 1995).

3. Results

The pH of water in the Warm Canal in the study period was slightly alkaline. Its mean value ranged from 7.5 to 8.6. In most months, it was generally below 8. However, in extreme cases, it reached 9.8. The average BOD5 was 3.6-4.3 mg O₂ dm⁻³. The usual range was 3.5-4.5. The content of dissolved oxygen ranged from 289 to 360 mg O₂ dm⁻³. Nitrogen and phosphorus compounds occurred at quantities typical of these waters. The mean content of total nitrogen was 3.6 mg N dm⁻³. Total phosphorus was 0.22 mg P dm⁻³. Conductivity was in the range of 590-630 μS cm⁻¹. The examined waters were characterized by an elevated

trophic level, which was reflected in the significant variability of oxygen content, as well as in the concentrations of biogenic compounds and organic matter. However, these parameters were no different from the environmental conditions of the Oder River. The mean oxygen content in the Warm Canal is $7.9 \text{ mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$, while in the Oder River it was usually higher, within the range of $8.2\text{-}8.8 \text{ mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$. The only parameter distinguishing the waters of the Warm Canal from the freely flowing waters of the lower Oder River was water temperature. In the Warm Canal, water temperature depends on anthropogenic factors, mainly on specific energy demand. It may vary significantly throughout the day. The highest temperatures were recorded in the summer, while the lowest were recorded in the winter, from November to March. The mean monthly water temperature in the Warm Canal ranged from 11.7°C in January to 29.4°C in July. These temperatures were usually higher than those of the naturally flowing waters of the lower Oder River by $7\text{-}8^\circ\text{C}$ throughout the year. The greatest difference between water temperature in the Warm Canal and in natural waters was observed in the winter. In extreme cases, it exceeded 10°C (December to February).

The total number of the pumpkinseed individuals caught was 1077, among which the most individuals were caught from April to October (Table 1). Fish caught in November were characterized by the greatest length (TL and SL) and body mass per individual. The highest condition value was reached by the fish caught in November ($K = 2.10$), when water temperature was still above 13°C . It should be noted that this mean water temperature in the Warm Canal refers to daily measurements, and the changes in water temperature over the day in the winter period are high, reaching a few degrees Celsius. This is associated with an increased demand of electricity in the evening. Therefore, water temperatures in certain periods of the day in the winter may be higher than 13°C , and the fish can grow, as can be concluded from the data in Table 1. Perhaps this is a reflection of their high capacity of adapting to high temperature fluctuations over the day.

Moreover, high condition values were also established in the fish caught in the summer (May to August) ($K \geq 2.0$), and Le Cren coefficient (C) reached the highest values in the fish caught between June and August. On the one hand, this may be due to the optimum temperature for feeding, and on the other hand, due to the reproductive season and filling of the body cavity with developed gonads.

Table 1. Seasonal variability in basic biological characteristics of the pumpkinseed inhabiting the waters of the Warm Canal of the lower Oder River in 2010-2013

Tabela 1. Sezonowa zmienność podstawowych cech biologicznych bassa słonecznego występującego w Kanale Ciepłym dolnej Odry w latach 2010-2013

Month	n*	TL. (cm) ±SD	SL (cm) ±SD	Weight (g) ±SD	Fulton coefficient (K) ±SD	Le Cren coefficient (C) ±SD
January	45	12.42 ±1.71	10.34 ±1.48	38.65 ±15.10	1.89 ±0.17	1.08 ±0.09
February	65	12.25 ±3.14	10.28 ±2.74	42.77 ±24.95	1.92 ±0.21	1.10 ±0.11
March	64	12.26 ±2.59	10.22 ±2.26	41.64 ±21.09	1.97 ±0.23	1.13 ±0.11
April	102	11.58 ±3.53	9.64 ±3.02	40.18 ±30.04	1.94 ±0.25	1.13 ±0.11
May	103	12.10 ±3.19	10.07 ±2.74	44.40 ±26.98	2.00 ±0.28	1.15 ±0.11
June	124	11.83 ±2.57	9.78 ±2.24	40.08 ±26.25	2.05 ±0.28	1.18 ±0.15
July	198	11.11 ±3.85	9.22 ±3.29	39.33 ±29.99	2.06 ±0.28	1.22 ±0.13
August	122	10.82 ±3.37	9.03 ±2.92	33.91 ±24.22	2.00 ±0.27	1.18 ±0.13
September	69	11.46 ±2.32	9.50 ±2.01	32.98 ±18.59	1.91 ±0.22	1.11 ±0.12
October	121	11.48 ±2.78	9.46 ±2.40	35.81 ±20.68	1.98 ±0.30	1.15 ±0.16
November	54	13.77 ±1.65	11.53 ±1.48	56.40 ±17.33	2.10 ±0.21	1.17 ±0.13
December	10	12.37 ±1.53	10.31 ±1.39	40.74 ±16.95	2.03 ±0.25	1.15 ±0.13

* Among the 1077 individuals, 310 were caught in 2010, 272 in 2011, 241 in 2012, and 254 in 2013

In the sex structure of the population, males prevailed over females, constituting 57.38% and 33.43%, respectively, while individuals of unspecified sex constituted 9.19% (including 3.9% of juvenile individuals). The high number of males among the caught fish is due to the fact that males guard nests and dwell at smaller depths, closer to the shore, while females remain at greater depths, which makes them more difficult to catch using an electric pulse device.

As for the age structure of the fish, it was found that most individuals were in the 3+ and 4+ age groups, constituting a total of 58.31% of all fish (Table 2). The least represented age group was 5+ (2.60%). The mean body mass per individual was 41.65 g (SD = 24.81), with a total length of 11.98 cm (SD = 2.97). Slight differences in the mean body mass and total length between males and females were found. However, no statistically significant differences in these parameters were observed between juvenile and adult individuals (Table 2).

Table 2. The structure of sex, age and total length (T.L., cm), as well as body mass per individual (g) of the pumpkinseed inhabiting the waters of the Warm Canal of the lower Oder River

Tabela 2. Struktura płci, wieku, długości całkowitej (TL., cm) i masy jednostkowej (g) bassa słonecznego występującego w Kanale Ciepłym dolnej Odry

	n	Age						T.L. (cm)±SD	Weight (g)±SD
		0+	1+	2+	3+	4+	5+		
Male	618	23	48	110	267	150	20	12.54±2.45	45.08±22.92
Female	360	31	50	60	153	58	8	11.85±2.85	40.38±25.28
Unspecified sex and juvenile individuals	99	42	57	–	–	–	–	4.83±0.32	2.02±0.45
Total	1077	153	97	171	420	208	28	11.98±2.97	41.65±24.81

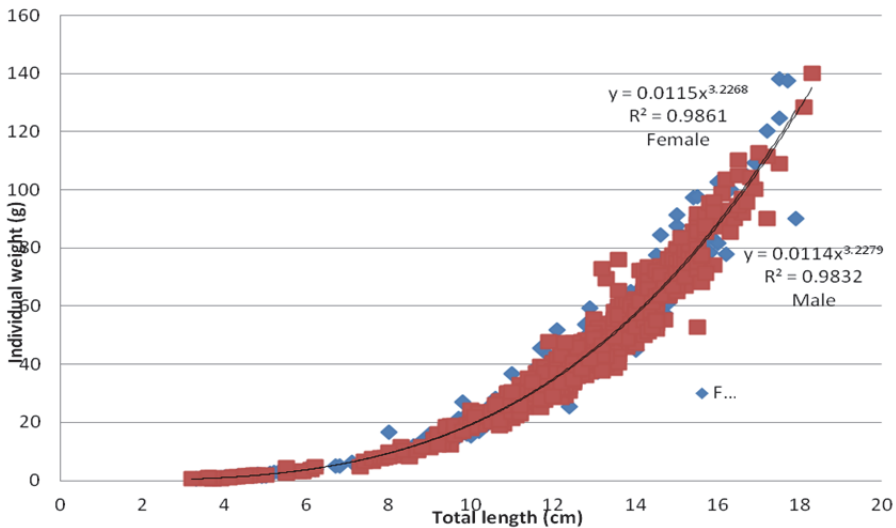


Fig. 2. Correlation between the total length and body mass per individual of the pumpkinseed inhabiting the Warm Canal by sexes.

Rys 2. Zależność pomiędzy długością całkowitą a masą jednostkową samic i samców bassa słonecznego z wód kanału ciepłego

The correlation between the total length and body mass per individual of the pumpkinseed inhabiting the Warm Canal of the lower Oder River is characterized by the following formula: $W = 0.0115 W^{3.2248}$, with $R^2 = 0.9847$, and no statistically significant differences between the growth rate of males and females were observed (Figure 2). The above

formulas and the statistically significant values of determination coefficients R^2 ranging between 0.9832 and 0.9843 (at $P < 0.05$) indicate a good match between the data points and the regression line.

Regression analysis demonstrated that the values of regression line coefficient (a) in the males and females of the pumpkinseed differ significantly from 1, which indicates an allometric correlation between the body mass per individual of these fish and their body length.

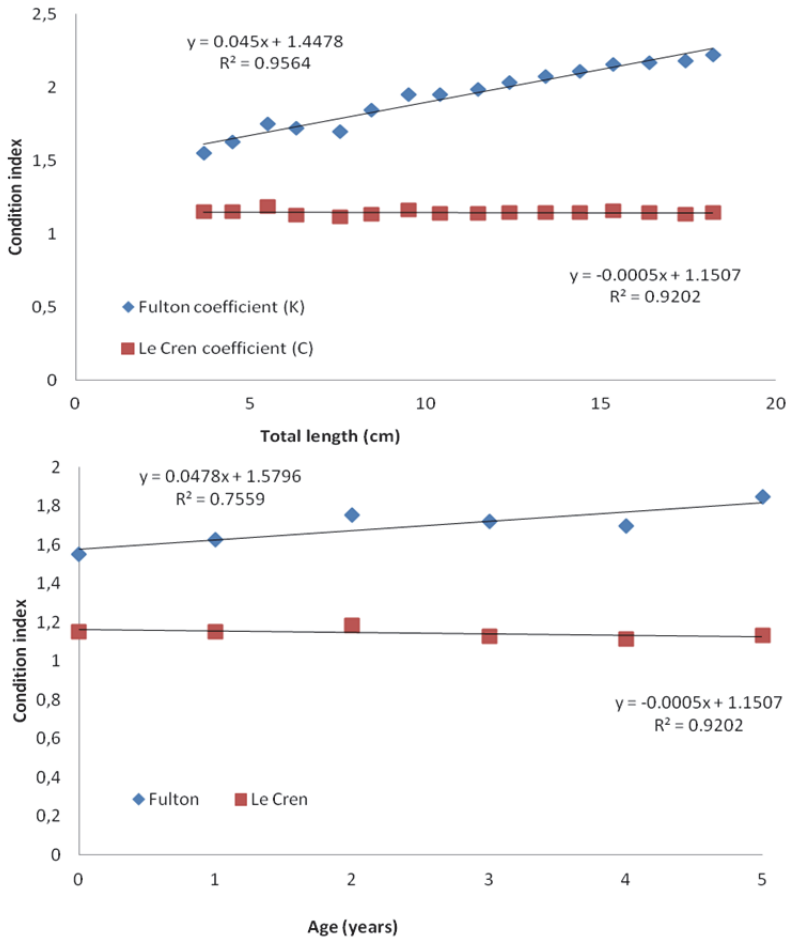


Fig. 3. Correlation between Fulton and Le Cren condition coefficients and fish total length (A) and age (B).

Rys. 3. Zależność pomiędzy wartością współczynnika Fultona i LeCrena a długością całkowitą ryb (A) oraz wiekiem ryb (B)

The mean value of Fulton's factor (K) for the pumpkinseed inhabiting the Warm Canal of the lower Oder River was 2.012 (SD = 0.26), and did not differ in a statistically significant manner (with $P > 0.05$) between males and females (2.02 ± 0.24 and 2.02 ± 0.28 , respectively). However, it was significantly lower for juvenile individuals (1.76 ± 0.14). The value of this parameter increases proportionally with fish body length and age (Figure 3), which is caused by the allometric increase in the body mass of the fish in relation to their body length and age. Also in the case of Le Cren coefficient (C), no statistically significant differences were found between individuals of different sexes: the value of this parameter was 1.15 for females and 1.14 for males (mean $C = 1.16 \pm 0.13$). This value is more reliable than Fulton coefficient in the assessment of condition among populations with different fish body length and age, since it does not change along with the increase in body length and age.

Table 3 shows the growth rate in standard length (SL) of the investigated pumpkinseed individuals in each year of life, as determined by reverse readings. Statistical analysis revealed no statistically significant differences between the growth rate of males and females (ANOVA, $P < 0.05$). Therefore, a more detailed analysis was performed in each age group, involving all fish regardless of their sex. In the analysis, growth rates that were lower in a statistically significant manner were observed in the first year of life in age group II (ANOVA, $P < 0.05$). In the other age groups, the annual increments in body length did not differ in a statistically significant manner.

In the investigated fish, the nature of the growth rates was typical of fast-growing, short-lived species. The highest growth rate was obtained by the pumpkinseed in the first year of life (5.87 cm). In subsequent years, the increments were nearly 3 times lower (ranging between 2.93 and 2.17 cm).

Interesting was the large range of growth rate variations in each year of life of the pumpkinseed, expressed as standard deviation (SD). Probably, the variability of the body length of these fish, particularly in the first year of life, was due to their long spawning period in the waters of the Warm Canal of the lower Oder River, in which the differences in the pumpkinseed hatching period may even reach a few months. This phenomenon was maintained in the following years of life, as indicated by the high values of standard deviation.

Table 3. Increase in the standard length (SL) of the pumpkinseed inhabiting the Warm Canal of the lower Oder River**Tabela 3.** Wzrost długości ciała (SL) bassa słonecznego występującego w Kanale Ciepłym dolnej Odry

	Standard length (cm) ±SD in individual years of life				
	L1	L2	L3	L4	L5
	Sex				
Male	5.81 ^a ±0.76	8.80 ^a ±0.61	10.94 ^a ±0.67	12.97 ^a ±0.64	15.35 ^a ±0.58
Female	5.90±0.74	8.63 ^a ±0.67	10.96 ^a ±0.83	13.21 ^a ±0.69	15.43 ^a ±0.59
	Age groups				
I	5.92 ^a ±0.93				
II	5.71 ^b ±0.75	8.65 ^a ±0.66			
III	5.86 ^a ±0.58	8.74 ^a ±0.54	10.9 ^a ±0.73		
IV	5.93 ^a ±0.68	8.78 ^a ±0.77	10.96 ^a ±0.77	13.12 ^a ±0.73	
V	5.97 ^a ±0.75	8.81 ^a ±0.54	10.97 ^a ±0.47	13.21 ^a ±0.44	15.41±0.58
Mean	5.87±0.75	8.79±0.65	10.96±0.75	13.21±0.67	15.41±0.58
Increment	5.87	2.92	2.17	2.25	2.20
	Mathematical growth model according von Bertalanffy				
Theoretical length	5.24	8.69	11.25	13.15	14.56

Values marked with the same latter superscript in the same column indicates a lack of statistically significant differences among age groups studied (ANOVA, $P < 0.05$)

Due to the lack of statistically significant differences in the body length between males and females in each year, the parameters for von Bertalanffy formula were based on empirical data. According to this model, the asymptotic length L_{∞} for the investigated population of the pumpkinseed was 18.63 cm, while the t_0 and K values were -0.11 and 0.2979 , respectively. The equation for the investigated fish is as follows:

$$SL(t) = 18.63 * [1 - \exp(-0.2979 * (t + 0.11))]$$

4. Discussion

In the population of the pumpkinseed inhabiting the waters of the Warm Canal, fish of the 3+ and 4+ age groups prevailed (58.31% of all fish). The oldest age group, estimated at 5+, constituted only 2.60%. The age structure and maximum age differ from those of other European pop-

ulations of this species, which may be caused by a various degree of adaptation of the fish to new environmental conditions. As reported by Gutierrez-Estrada et al. (Gutierrez-Estrada et al. 2000) for the waters of Spain, Villeneuve et al. (Villeneuve et al. 2005) for the waters of England, Uzunova et al. (Uzunova et al. 2008) for the waters of Bulgaria, Konečná et al. (Konečná et al. 2015) for the waters of Czech Republic individuals of the younger age groups (1+ and 2+) prevailed among the caught fish, with the maximum age reported for the European populations being 8 years, and in the case of the waters of natural occurrence of this species, even 10 years (Copp et al. 2004). Due to the prevalence of the younger groups in the European populations, also the mean and maximum body lengths (L_{∞}) are much smaller compared to the values obtained by the fish in the American waters. For example, as reported by Copp et al. (Copp et al. 2004), the maximum theoretical body length for the European populations is 12.81 cm, while that in the waters of natural occurrence is 16.86 cm, although in certain water bodies in the USA it exceeded 20.0 cm (Carlander 1977, Parker 1958). The data collected from the population inhabiting the Warm Canal of the Dolna Odra power plant differs from the above mentioned data from other European populations, with its L_{∞} estimated at 18.63 cm, mean body mass per individual of 41.65 g (SD = 24.81), and mean total length of 11.98 cm (SD = 2.97). Also the growth rate in this water body is higher than that observed in other European waters, and is similar to that of the native populations (Carlander 1977, Copp et al. 2004). Probably due to higher temperature compare to natural waters in this area, and large food supplies (Domagała & Kondratowicz 2006, Domagała & Pilecka-Rapacz 2007). According to the report by Copp et al. (Copp et al. 2004), the mean body length obtained in each year of life of this species in the natural European waters is approx. 30% lower than in the native populations, and in the heated-water discharge canal of a power plant in the lower stretch of the Oder river. MacArthur & Wilson (MacArthur & Wilson 1967) and Klaar et al. (Klaar et al. 2004) concluded that this phenomenon is caused by the higher density of fish population and competition in the colonization of new environmental niches, as well as trophic competition (territorialism). Holtan (Holtan 1998) explained the different growth of this fish also provides water quality, and presence of other fish (predatory fish). The aforementioned explanations for the smaller size of acclimatised Europe-

an pumpkinseed populations seems more plausible than that proposed by Crivelli & Mestre (Crivelli & Mestre 1988), who indicated that the reason for the slower growth of the European populations may be the fact that the pumpkinseed was introduced in Europe to be kept in aquariums, thus the individuals selected for transport were probably the smallest ones with the slowest growth.

Currently, there is no doubt that in natural conditions, the growth of the pumpkinseed is also affected by water body location (geographical latitude) (Copp & Fox 2007, Copp et al. 2002, Copp et al. 2004) which determines water temperature, as well as the length of the period of intensive feeding. A study by Fox & Crivelli (Fox & Crivelli 2001) demonstrated that the growth rate of fish of the *Centrarchidae* family is higher in waters of higher temperature. The optimum water temperature for this species is 21-32°C (Holtan 1998, Wang 1996), while below 13°C, the fish cease to grow (Wismer & Christie 1987). Therefore, in the waters of Northern and Central Europe, the period of intensive feeding is usually shorter than in the water bodies located in Southern Europe. However, in the waters of the Warm Canal of the lower Oder River, the temperature conditions are optimal for growth from May to September, with the temperature remaining above 13°C for 10 months (Domagała & Pilecka-Rapacz 2007), and even in December and January, water temperature may exceed this value with daily fluctuations. Sadowski (Sadowski 2013) confirmed that the oxygen level in the Warm Canal depended on its content in the natural waters of the Regalica River. With the mean content of 7-8 mg O₂ dm⁻³ in the summer, the difference in oxygen content between consumed and discharged water was, in principle, small and did not exceed 0.2-0.3 mg O₂ dm⁻³. Only in the periods in which the water level in the Regalica River decreased, oxygen content in the water of the Warm Canal decreased as well (Sadowski 2013). Other chemical parameters of water and sediment at the bottom of the Oder (Gosińska & Siepak 2007) does not adversely affect the growth of this species. The confirmation of conditions favourable for the growth of this species in the waters of the Warm Canal of the lower Oder River is the high growth rate, similar to that obtained by the fast-growing American populations (Carlander 1977), and achieving an asymptotic length (L_{∞}) greatly exceeding the mean value of this parameter established in other European populations (Copp et al. 2002, Tandon 1977a). It should be noted that the

L_{∞} value for the pumpkinseed individuals originating from the investigated waters is slightly higher compared to the length established in the populations from the waters of natural occurrence (Copp et al. 2004).

The pumpkinseed is one of the short-lived species with a typical high growth rate in the first years of life (Carlander 1977, Copp et al. 2002). However, in contrast to the pumpkinseed from other non-indigenous European populations, the fish from the Warm Canal of the lower Oder River demonstrate increments in body length in the subsequent years of life at 2.17-2.93 cm per year. This could indicate a good adaptation of the fish to specific environmental conditions, in which a temperature optimal for growth and abundance of nutrients are maintained for most of the year, and constitute determinants for the fast growth of the fish. The successful, although not deliberate introduction of the species by humans, and adaptation of the fish to the new environmental conditions are also indicated by the high density of the population, good condition of the fish, and age structure with a clear prevalence of the younger age groups (3+ and 4+). It should also be emphasized that the increased water temperature in the Warm Canal does not cause a significant increase in the temperature of the Oder River, and therefore only single individuals of this species are found in natural waters. In light of the above, it appears that further expansion of the pumpkinseed into the waters of the Oder River may only be incidental, however, it should be regularly monitored.

In conclusion, this study indicate that condition, the growth rate and the maximum theoretical body length of pumpkinseed population from a heated-water discharge canal of a power plant in the lower stretch of the Oder river (Poland) is higher than other European populations and similar to that obtained by the fast-growing American populations. This phenomenon is due to higher water temperature compared to the natural surface waters which determines the length of the period of intensive feeding. Rapid growth provides many advantages for pumpkinseed including decreased vulnerability to predators, increased overwinter survival, size advantages over both inter- and intraspecific competitors, and rapid passage through competitive size classes. Among the caught fish in heated waters, males represented 70.07% and females represented 29.93%. As regards the age structure, most individuals belonged to the groups aged 3+ and 4+, which together constituted 58.31% of the fish,

and compared to other populations of European waters were recorded individuals in older age groups. This is probably the result of a small amount of enemies of pumpkinseed in a heated-water discharge canal of a power plant in the lower stretch of the Oder river.

References

- Almeida, D., Vilizzi, L., Copp, G.H. (2014). Interspecific aggressive behaviour of invasive pumpkinseed *Lepomis gibbosus* in Iberian fresh waters. *PLoS ONE*, 9(2): e88038, doi:10.1371/journal.pone.0088038.
- Bolger, T., Connolly, P. L. (1989). The selection of suitable indices for the measurement and analysis of fish condition. *Journal of Fish Biology*, 34, 171-182.
- Carlander, K.D. (1977). *Handbook of Freshwater Biology*. Vol. 2. The Iowa State Press, Ames.
- Chen, Y.D., Jackson, A., Harvey, H.H. (1992). A comparison of von Bertalanffy and polynomial functions in modeling fish growth data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 49, 1228-1235.
- Copp, C., Fox, G. (2007). Growth and life history traits of introduced pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) in Europe, and the relevance to its potential invasiveness. In: Francesca Gherardi (Editor). *Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats*, 289-306.
- Copp, G.H., Fox, M.G., Kováč, V. (2002). Growth, morphology and life history traits of a coolwater European population of pumpkinseed *Lepomis gibbosus*. *Archiv fur Hydrobiologie*, 155, 585-614.
- Copp, H.G., Fox, M.G., Przybylski, M., Godinho, N., Vila-Gispert, A. (2004). Life-time growth patterns of pumpkinseed *Lepomis gibbosus* introduced to Europe, relative to native North American populations. *Folia Zoologica*, 53, 237-254.
- Crivelli, A.J., Mestre, D. (1988). Life history traits of pumpkinseed *Lepomis gibbosus* introduced into the Camargue, a Mediterranean wetland. *Archiv fur Hydrobiologie*, 111, 449-466.
- Domagała, J., Kirczuk, L., Dziewulska, K., Pilecka-Rapacz, M. (2014). Annual development of gonads of pumpkinseed, *Lepomis gibbosus* (*Actinopterygii: Perciformes: Centrarchidae*) from a heated-water discharge canal of a power plant in the lower stretch of the Oder River, Poland. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 44, 131-143.
- Domagała, J., Kondratowicz, A. (2006). Environmental Conditions of Waters of Cold and Warm Canals of "Dolna Odra" Power Station in the Second Half of the Nineties. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 22, 355-360.

- Domagała, J., Pilecka-Rapacz, M. (2007). Charakterystyka wód pochłodniczych Elektrowni Dolna Odra w latach 2004-2006. *Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska*, 23, 751-760.
- Economidis, P.S., Kattoulas, M., Stephanidis, E. (1981). Fish fauna of the Aliakmon River and the adjacent waters (Macedonia, Greece). *Cybium*, 5, 89-95.
- Fox, M.G., Crivelli, A.J. (2001). Life history traits of pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) populations introduced into warm thermal environments. *Archiv für Hydrobiologie*, 150, 561-580.
- Godinho, F.N. (2004). *The ecology of largemouth bass Micropterus salmoides, and pumpkinseed sunfish Lepomis gibbosus, in the lower Guadiana basin: the environmental mediation of biotic interactions*. Universidad Técnica de Lisboa, Portugal.
- Gosińska, G., Siepak, J. (2007). Zanieczyszczenie środkowej i dolnej Odry wybranymi metalami ciężkimi w latach 1991÷2005 na podstawie wyników monitoringu geochemicznego osadów dennych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 9, 167-181.
- Grabowska, J., Kotusz, J., Witkowski, A. (2010). Alien invasive fish species in Polish waters: an overview. *Folia Zoologica*, 59, 73-85.
- Groot de, S.J. (1985). Introductions of non-indigenous fish species for release and culture in the Netherlands. *Aquaculture*, 46, 237-257.
- Gutierrez-Estrada, J.C., Pulido-Calvo, I., Fernandez-Delgado, C. (2000). Age-structure, growth and reproduction of the introduced pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*, L. 1758) in a tributary of the Guadalquivir River (Southern Spain). *Limnetica*, 19, 21-29.
- Heese, T., Przybyszewski, C. (1985). Pumpkinseed sunfish *Lepomis gibbosus* (L., 1758) (Pisces, Centrarchidae) in the Lower Oder. *Przegląd Zoologiczny*, 29, 515-519.
- Heese, T. (1992). *Optimalisation of fish growth rate estimation using the back-calculation method*. Koszalin: WSI.
- Holtan, P. (1998). *Pumpkinseed (Lepomis gibbosus)*. Wisconsin: Wisconsin Department of Natural Resources, Bureau of Fisheries Management.
- Klaar, M., Copp, G.H., Horsfield, R. (2004). Autumnal habitat use of non-native pumpkinseed *Lepomis gibbosus* and associations with native fish species in small English streams. *Folia Zoologica*, 53, 189-202.
- Konečná, M., Janáč, M., Roche, K., Jurajda, P. (2015). Variation in life-history traits between a newly established and long-established population of non-native pumpkinseed, *Lepomis gibbosus* (Actinopterygii: Perciformes: Centrarchidae). *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 45, 385-392.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O. (1967). *Theory of Island Biogeography*. Princeton: Princeton University Press.

- Papadopol, M., Ignat, G.H. (1967). Contribution to the study of the reproduction biology and growth of the American sun-fish (*Lepomis gibbosus* (L.)) in the Lower Danube (flooded zone). *Buletinul Institutului de Cercetari i Proiectari Piscicole*, 26, 55-68.
- Parker, R.A. (1958). Some effects of thinning on a population of fishes. *Ecology*, 39, 304-317.
- Ricker, W.E. (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin Fisheries Research Board of Canada*, 191, 1-382.
- Ritterbusch-Nauwerck, B. (1995). Condition or corpulence, fitness or fatness: a discussion of terms. *Archiv fur Hydrobiologie*, 46, 109-112.
- Sadowski, J. (2013). *Technologie chowu i żywienia ryb w wodach podgrzanych*. W: *Stan rybactwa śródlądowego w Polsce*. Materiały Szkoleniowe In: State of inland fisheries in Poland. Conference material. Poznań: P.T.Ryb.
- Scott, W.B., Crossman, E.J. (1973). Freshwater fishes of Canada. *Bulletin Fisheries Research Board of Canada*, 184, 1-966.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J. (1995). *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. New York: Third Edition, H. Freeman and Company.
- Sostoa, A., Lobon-Cervia, J., Fernandez-Colome, V., Sostoa, F.J. (1987). La distribución del pez sol (*Lepomis gibbosus* L.) en la Peninsula Iberica. *Acta Vertebrata*, 14, 121-123.
- Stanisz, A. (1998). *Przystępny kurs statystyki*. Kraków: StatSoft Poland. (in Polish).
- Tandon, K.K. (1977a). Age and growth of pumpkinseed (*Lepomis gibbosus* (Perciforms, Centrarchidae)) from Hungary. *Vestnik Ceskoslovenske Spolecnosti Zoologicke*, 16, 74-79.
- Tandon, K.K. (1977b). Morphometric and growth study of *Lepomis gibbosus* (Osteichthyes, Percidae) from Italy. *Vestnik Ceskoslovenske Spolecnosti Zoologicke*, 16, 211-217.
- Uzunova, E.B., Velkov, S., Studenkov, M., Georgieva, M., Nikolova, L., Pehlivanov, D., Parvanov, D. (2008). Growth, age and size structure of the introduced pumpkinseed (*Lepomis gibbosus* L.) population from small ponds along the Vit River (Bulgaria). *Bulgarian Journal of Agricultural Sciences*, 14, 227-234.
- Villeneuve, F., Copp, G.H., Fox, M.G., Stakėnas, S. (2005). Interpopulation variation in growth and life-history traits of the introduced sunfish, pumpkinseed *Lepomis gibbosus*, in southern England. *Journal of Applied Ichthyology*, 21, 275-281.
- Wang, J. (1996). *Fishes of the Sacramenti-San Joaquin Estuary and Adjacent Waters, California: A Guide to the Early Life Histories*. Berkeley Digital Library Project. <http://elib.cs.berkeley.edu/kopec/tr9/html/sp-pumpkinseed.html>.

- Welcomme, R.L. (1992). A history of international introductions of inland aquatic species. *ICES Marine Science*, 194, 3-14.
- Wismer, D.A., Christie, A.E. (1987). Temperature Relationships of Great Lakes Fishes: A Data Compilation. *Great Lakes Fishery Commission Special Publication*, 87, 1-165.
- Zięba, G., Fox, M.G., Copp, G.H. (2015). How will climate change affect non-native pumpkinseed *Lepomis gibbosus* in the U.K.? *PLoS Biology*, 10, e0135482.

Tempo wzrostu, wiek i struktura populacji nierodzimego bassa słonecznego, *Lepomis gibbosus* (L., 1758) z wód pochłodniczych dolnej Odry, Polska

Streszczenie

Bass słoneczny jest gatunkiem obcym w wodach Europy, a występowanie populacji jest punktowe i ograniczone tylko do wód o korzystnych warunkach środowiskowych dla tego gatunku. W Polsce rozsielony jest w wodach kanału ciepłego elektrowni Dolna Odra, o termicie wody znacznie wyższej niż w wodach naturalnych. W latach 2010-2013, przy pomocy elektrycznego urządzenia impulsowego, do badań złowiono 1077 bassów słonecznych, które poddano badaniom populacyjnym określając struktury płci, długości i wieku oraz biologicznych, oceniając tempo wzrostu długości i kondycję ryb. Ponadto wskazano sezonowe zmiany tych parametrów w cyklu rocznym. W strukturze płci dominowały samce, stanowiące 57,38%, samice stanowiły 33,43%, natomiast osobniki z nieoznaczoną płcią 9,19%, w tym osobniki juwenilne 3,9 %. Średnia długość całkowita (TL) złowionych ryb wyniosła 162,62 mm, przy średniej masie jednostkowej 83,21 g. Wśród złowionych ryb dominowały samce stanowiące 70,07% ryb, samice stanowiły 29,93%. W strukturze wieku ryb najwięcej osobników stwierdzono w grupach wieku 3+ i 4+, które stanowiły łącznie 58,31% ryb. Średnia masa jednostkowa złowionych bassów wyniosła 41,65 g (SD = 24,81), przy długości całkowitej 11,98 cm (SD = 2,97). Największe roczne przyrosty długości u badanych ryb zanotowano w pierwszym roku życia (5,87cm), podczas gdy w kolejnych przyrosty były blisko 3 krotnie niższe. Tempo wzrostu długości bassów słonecznych było zdecydowanie wyższe w porównaniu do populacji zamieszkujących inne wody Europy i zbliżone do szybko rosnących populacji występujących w naturalnym zasięgu występowania. Prawdopodobnie czynnikiem warunkującym szybki wzrost bassów z wód kanału ciepłego jest woda o podwyższonej termicie w stosunku do wód naturalnych.

Abstract

In 2010-2013, 1077 pumpkinseed individuals were caught using an electric pulse device and subjected to population studies aimed to determine their sex, length and age structure, as well as biological studies assessing fish growth rate and condition. Moreover, an annual cycle of seasonal changes in these parameters was demonstrated. In the sex structure of the population, males prevailed over females, constituting 57.38% and 33.43%, respectively, while individuals of unspecified sex were 9.19% (including 3.9% of juvenile individuals). The mean total length (TL) of the caught fish was 162.62 mm, with the mean weight per individual of 83.21 g. Among the caught fish, males represented 70.07% and females represented 29.93%. As regards the age structure, most individuals belonged to the groups aged 3+ and 4+, which together constituted 58.31% of the fish. The mean weight per individual of the caught pumpkinseed was 41.65 g (SD = 24.81), with a total length of 11.98 cm (SD = 2.97). The largest annual increments in the length of the investigated fish were observed in the first year of life (5.87 cm), with increments nearly 3 times lower in the following years. The growth rate of the pumpkinseed was significantly higher in comparison to the populations inhabiting other European waters and was similar to the fast-growing populations occurring in the natural range of occurrence. The probable factor allowing the higher growth rate of the pumpkinseed in the Warm Canal is water temperature much higher than that in natural waters.

Słowa kluczowe:

ryby nierodzone, bass słoneczny, struktura populacji, tempo wzrostu, rzeka Odra

Keywords:

non-native fish, pumpkinseed, population structure, growth rate, Odra river



Analysis of Spatial Variability in the Depth of the Water Table in Grassland Areas

Antoni Grzywna, Agnieszka Kamińska, Andrzej Bochniak
University of Live Sciences in Lublin

1. Introduction

The availability of water is one of the main drivers of the natural environment, and it depends on a number of factors. Meteorological conditions decisively affect the water conditions. Temporal variability in the distribution of rainfall in an area will contribute to variability in water conditions in the area. A drought or flood occurs in Poland every five years, on average (Lipiński 2003, Mioduszewski 2003).

Many phenomena have to be taken into account when forecasting variations in groundwater levels in irrigated areas within valleys. Most studies of soil water have involved making measurements at selected points or along selected transects. Little research has been performed on water feeding into deep drainage in basins in reclaimed areas (Grzywna 2011, Nyc & Pokładek 2004).

Kriging is a technique that allows optimal and unbiased estimates of regionalized variables at unstapled locations to be made using the structural properties of a semivariogram and an initial dataset (Kumar & Remadei 2006). Kriging takes into consideration the spatial structure of a parameter, so it produces better estimates than do other methods, such as the arithmetic mean method, the nearest neighbor method, the distance weighted method or the polynomial interpolation method. Kriging provides the estimated variance at each point for which an estimate is provided and this variance indicates the accuracy of the estimated value. This is considered to be the main advantage of using kriging over using other estimation techniques (Fen et al. 2004, Gundogdu & Guney 2007).

The basic concepts involved in the kriging technique and the use of the kriging technique to analyze natural phenomena have been reviewed by the ASCE Task Committee. Kriging has been used in the fields of soil science (Bardossy & Lehmann 1998), hydrology (Germann & Joss 2001) and atmosphere science (Merino et al. 2001). Kumar (2007) and Kumar & Ahmed (2003) have used the kriging technique to analyze groundwater levels. It is necessary to estimate groundwater levels at points on a regular grid from measurements at random points covering the area of interest to allow groundwater simulation models to be produced. These models can be used to support the sustainable management of groundwater, which is a precious resource.

The objective of study was to evaluate the applicability of the kriging method for the analysis of the groundwater level.

2. Materials and methods

In the study presented here, we determined the spatial distribution of the groundwater levels in grassland in irrigated microcatchments in the River Piwonia valley in Sosnowica. The study area is in Eastern Poland in the province of Lublin (Fig. 1) and has a climate with temperature extremes of -30°C and 35°C (average 8°C). The annual rainfall in the area is about 600 mm, 40% of which occurs between June and September, and the evapotranspiration potential is high (Grzywna 2011). The geology of the area is marked by extensive sandy plains of aeolian sand and alluvium from the Quaternary age. The alluvium is mostly fluvial in origin and comprises unconsolidated to loosely consolidated sediments consisting of alternate sequences of sand, peat, and kankar, with occasional gravel horizons. The main soil types in the study area are histosols and gleysols. Groundwater in these alluvial sediments occurs as a water table, which is saline over most of the study area.

Water variability in the drainage area for ditch K-2, which discharges surface water into the River Piwonia, was studied. This drainage area is in the village of Sosnowica in Western Polesie. The drainage area is 0.46 km^2 , and 86% of the area is grassland that was once semi-natural, the remaining 14% being birch and pine woodland. Boggy habitats make up 75% of the basin, and these habitats are characterized by high groundwater levels and little variability in water retention characteristics.

The catchment area of the ditch has a very slight slope, of 1.1%, and the area contains a flat-bottomed valley. The depth of the groundwater table was measured in 15 piezometric wells in the grassland in the study area every 30 days in vegetation period (7 measurements times). The dataset consists of groundwater levels measured at the 15 points in three tests series grouped by season of the year: spring (series I), summer (series II) and autumn (series III).

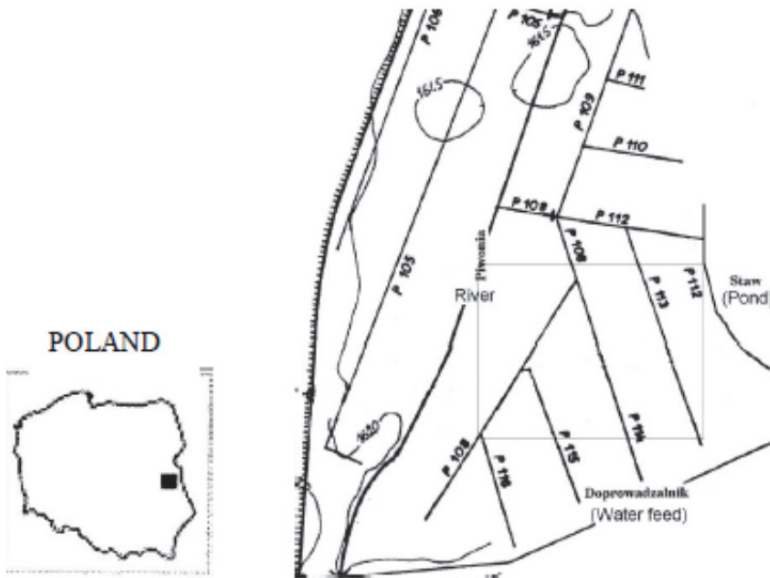


Fig. 1. Location of research area, P105-P116 – ditches
Rys. 1. Lokalizacja obszaru badań, P105-P116 – rowy

The depth of the groundwater level would have depended on the amount of evaporation that had occurred, and would have affected the characteristics of the hydrographic network. The water depths were smallest at the beginning of the growing season and greatest at the height of summer. The groundwater levels were most stable in the autumn, as has been found in previous studies (Przybyła et al. 2013). Kriging techniques which have been well documented (Diodato & Ceccarelli 2005, Krivoruchko 2006) was used in analysis. Estimation of spatial autocorrelation in kriging technique is based on the experimental semivariogram (Zawadzki 2011).

Various theoretical models, such as spherical, exponential, and Gaussian models, were fitted to the semivariograms for the study data, and the model that gave the lowest standard error was used to perform further analyses. The strength of the fitting the model to the data were checked in validation tests using a 'jackknifing procedure', in which kriging was performed repeatedly for all of the data points except one (with a minimum standard error). The first point was excluded in the first stage of the procedure, then each subsequent point was excluded in turn in the subsequent stages of the procedure. The differences between the estimated and observed values were summarized using cross-validation statistics (Kitanidis 1997, Krivoruchko 2006).

The cross-validation procedure involved sequentially omitting a datapoint and predicting its value using the remaining data, then comparing the measured and predicted values for each datapoint. The results of the procedure were used to indicate whether the model could reasonably be used to produce a map (Kumar & Remadei 2006, Lakhankar et al. 2010). The differences between the estimated and observed values were summarized using five cross-validation statistics, which were the mean prediction error, the root-mean-square prediction error, the average kriging standard error, the mean standardized prediction error, and the root-mean-square standardized prediction error (Fischer et al. 1996, Nikroo et al. 2010, Kresic & Mikszewski 2013).

If the semivariogram model and the kriging procedure adequately reproduced the observed values, the summary statistics would have satisfied the criteria given below and described in other publications (Namysłowska-Wilczyńska 2006, Uyan & Cay 2013).

Kriging is an exact interpolation estimator that can be used to find the best linear unbiased estimate. The best linear unbiased estimate must have a lower estimate error variance than the other linear estimates have. We used the ordinary kriging method because of its simplicity and the accuracy of its predictions compared with the accuracy of other kriging methods. Ordinary kriging is also one of the most popular kriging methods used in hydrological studies (Araghinejad & Burn 2005).

The geographic information system (GIS) software package ArcGIS 10 and the ArcGIS Geostatistical Analyst extension were used to perform the ordinary kriging estimates. The maps were produced using the ArcMap module in ArcGIS.

3. Results

The descriptive statistics of the observed groundwater levels are shown in Table 1. The depth of the groundwater level in 2012 ranged from 3 cm (in test series I and II) to 103 cm (in test series III). The groundwater depth was smallest at the end of March (caused by the thawing of the soil) and in July (after heavy rain). The mean depth of the groundwater level was 39.93 cm in test series I and 33.40 cm in test series II. The depth of the groundwater level was greatest at the end of September, when the mean depth was 67.67 cm. The smallest groundwater level depth was found near the Hetman fish pond in all of the test periods. The greatest groundwater level depth was found near the river Piwonia, because there was a 2 m deep drainage bed in this area.

Table 1. General statistics of groundwater level for the test series

Tabela 1. Podstawowe statystyki poziomu wody gruntowej dla serii testowych

Series of tests	Mean [cm]	Standard deviation [cm]	Variation coefficient [-]	Median [cm]	Minimum [cm]	Maximum [cm]
I	39.93	23.44	0.59	37.00	3.00	74.00
II	33.40	22.19	0.66	27.00	3.00	70.00
III	67.67	21.60	0.32	68.00	37.00	103.00

The smallest coefficient of variation (0.32) was found for test series III and the highest coefficient of variation (0.66) was found for test series II. The Gaussian model gave the lowest standard error for each dataset, so it was considered to give a better fit than the other models. The theoretical fitted Gaussian semivariograms for three sets of data had the forms presented in figure 2.

The Gaussian model fitted to all of the datasets better than did the other models, but the Gaussian model parameters were different for the different datasets (i.e., they changed over time). The nugget effect varied between 0.52 and 154.91, and the partial sill values were 525.44, 347.3, and 518.43 for test series I, II, and III, respectively, with ranges of 203.5, 213.44, and 300, respectively. This means that the groundwater level in the study area was autocorrelated in the distance between 203.5 m and 300 m.

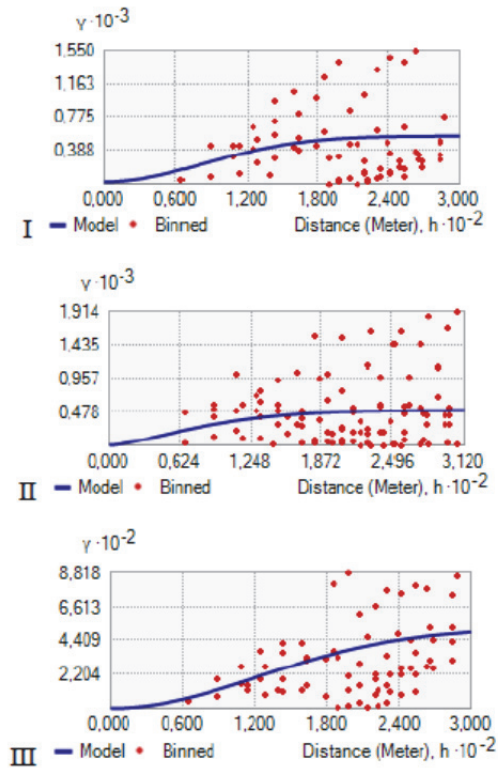


Fig. 2. Semivariograms for the three test series

Rys. 2. Semiwarioramy dla trzech serii testowych

The performances of the predictions were assessed using the cross-validation technique, in which the accuracy of the surface generated was examined. The cross-validation results that were used to determine the validity of the fitted model and the semivariogram parameters are shown in Table 2. The jackknifing procedure results showed that the selected model and its parameters adequately described the measured data.

Table 2. Cross validation results for the Gaussian model

Tabela 2. Wyniki walidacji krzyżowej dla rozkładu Gaussa

Series	ME	RMSE	MSE	RMSSE	AKSE
I	-1.4	8.94	-0.07	0.62	14.43
II	-1.57	16.16	-0.06	0.88	18.13
III	-1.16	4.99	-0.20	1.01	4.55

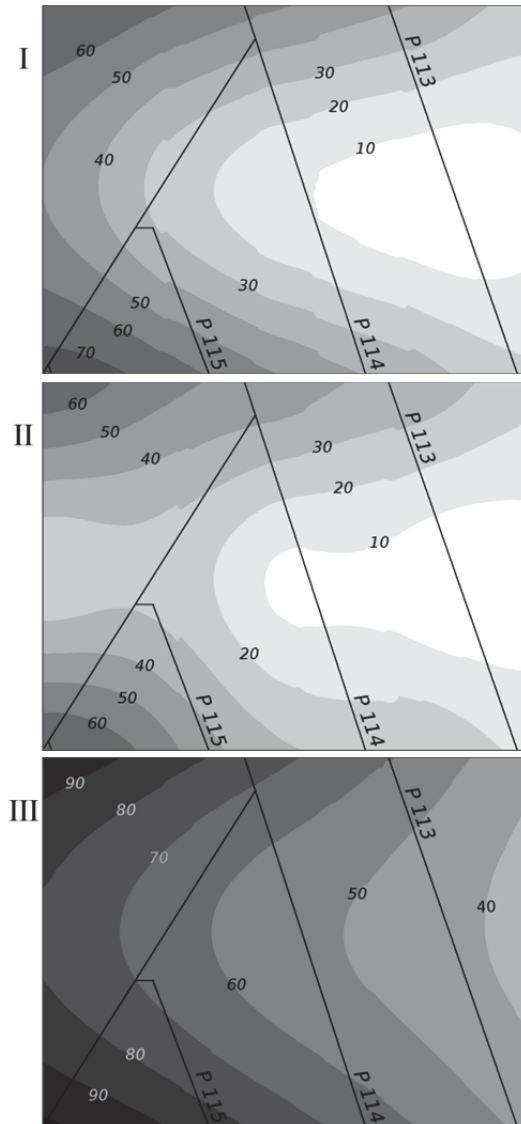


Fig. 3. Predicted spatial variability of groundwater level in spring (I), summer (II) and autumn (III)

Rys. 3. Przewidywana przestrzenna zmienność poziomu wody gruntowej wiosną (I), latem (II) i jesienią (III)

The spatial distributions of the groundwater level in the study area in the three test series are shown in figure 3. The shallowest groundwater level was found in the vicinity of the Hetman fish pond throughout the study period. This was because surface water seeped into the soil in that area. The depth of the groundwater level gradually increased moving westward, and was greatest in the vicinity of the River Piwonia, especially near the north and south P112 ditches and the dry water feed.

4. Conclusions

Geostatistics and GIS are well established techniques that are currently used in different fields. Integrating or coupling these systems would benefit both workers using GIS and workers using geostatistics, by increasing the scope for spatial analysis for those currently using GIS and by providing overlay and data manipulation facilities to aid the interpretation of results for those currently using geostatistics. The geostatistical analysis in this study was performed using ArcGIS software, and the spatial distributions of fluctuations in groundwater levels were also studied.

The ordinary kriging geostatistical technique was used to analyze groundwater level data from three test series performed in Sosnowica. The model was validated using cross-validation statistics. Groundwater levels maps were produced to illustrate the spatial variations in the groundwater levels in the study area.

In spring and summer, flooding of grassland in the eastern part of the study area was observed. It was caused by seepage of water from the pond and the supply of water after ice thawing or after rainfall. The obstruction of drainage including neglected ditches had also impact on flooding. The groundwater level in the western part of the study area decreased excessively in the fall because of drainage effect of the river which depth is about 2 m.

The spatial analysis of the groundwater level data from the 15 piezometers led to the following conclusions:

- groundwater level in the study area were autocorrelated in the distance between 203.5 and 300 m depending on year season,
- the groundwater level depth was smallest in the vicinity of the Hetman pond and greatest near the River Piwonia,
- the Gaussian model best represented the spatial variability in the groundwater levels.

References

- Araghinejad, S. & Burn, D. H. (2005). Probabilistic forecasting of hydrological events using geostatistical analysis. *Hydrological Sciences Journal*, 50, 837-856.
- Bardossy, A. & Lehmann, W. (1998). Spatial distribution of soil moisture in a small catchment. *Journal of Hydrology*, 206, 1-15.
- Diodato, N. & Ceccarelli, M. (2005). Interpolation processes using multivariate geostatistics for mapping of climatological precipitation mean in the Sannio Mountains (southern Italy). *Earth Surface Processes and Landforms*, 30, 259-268.
- Feng, Q., Liu, Y. & Mikami, M. (2004). Geostatistical analysis of soil moisture variability in grassland. *Journal of Arid Environments*, 58, 357-372.
- Fischer, M.M., Scholten, H.J. & Unwin, D.J. (1996). *Spatial analytical perspectives on GIS*. London: Taylor & Francis Ltd.
- Germann, U. & Joss, J. (2001). Variograms of radar reflectivity to describe the spatial continuity of alpine precipitation. *Journal of Applied Meteorology*, 40, 1042-1059.
- Grzywna, A. (2011). Zmiany położenia zwierciadła wody gruntowej w latach 2006-09 na zmeliorowanym obiekcie Sosnowica. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 10, 359-360.
- Gundogdu, K.S. & Guney, I. (2007). Spatial analyses of groundwater levels using universal kriging. *Journal of Earth System Science*, 116, 1, 49-55.
- Kitanidis, P.K. (1997). *Introduction to geostatistics*. Cambridge: University Press.
- Kresic, N. & Mikszewski, A. (2013). *Hydrogeological Conceptual Site Models: Data Analysis and Visualization*. CRC Press, Boca Raton FLA.
- Krivoruchko, K. (2006). *Introduction to Spatial Data Analysis in GIS*. ESRI Press.
- Kumar, D. & Ahmed, S. (2003). Seasonal behaviour of spatial variability of groundwater level in a granitic aquifer in monsoon climate. *Current Science*, 84, 188-196.
- Kumar, V. (2007). Optimal contour mapping of groundwater levels using universal kriging – a case study. *Hydrological Sciences Journal*, 52(5), 1038-1050.
- Kumar, V. & Remadei. (2006). Kriging of groundwater levels – a case study. *Journal of Spatial Hydrology*, 6(1), 81-92.
- Lakhankar, T., Jones, A.S., Combs, C.L., Sengupta, M., Vonder Haar, T.H. & Khanbilvardi, R. (2010). Analysis of large scale spatial variability, of soil moisture using a geostatistical method. *Sensors*, 10, 913-932.

- Lipiński, J. (2003). Potrzeby melioracji w Polsce. *Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie*, 3, 115-117.
- Merino, G.G., Jones, D., Stooksbury, D.E. & Hubbard, K.G. (2001). Determination of semivariogram models to kriging hourly and daily solar irradiance in Western Nebraska. *Journal of Applied Meteorology*, 40, 1085-1094.
- Mioduszewski, W. (2003). *Mała retencja. Ochrona zasobów wodnych i środowiska*. Poradnik, Wyd. IMUZ Falenty.
- Namysłowska-Wilczyńska, B. (2006). *Geostatystyka – teoria i zastosowanie*. Wrocław: Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej.
- Nikroo, L., Kompani-Zare, M., Sepaskhah, A.R. & Fallah Shamsi, S.R. (2010). Groundwater depth and elevation interpolation by kriging methods in Mohr Basin of Fars province in Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 166, 387-407.
- Nyc, K. & Pokładek, R. (2004). Znaczenie małej retencji w kształtowaniu ilości i jakości wody. *Zeszyty Naukowe AR we Wrocławiu*, 502, *Seria Inżynieria Środowiska*, 13, 72-79.
- Przybyła, Cz., Mroziak, K., Sosiński, M. & Kozdrój P. (2013). Changes in Groundwater Levels in the Catchment of the Jezewo Retention Reservoir. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 15, 492-504.
- Uyan, M., & Cay, T. (2013). Spatial analyses of groundwater level differences Using geostatistical modeling. *Environmental and Ecological Statistics*, 20, 633-646.
- Zawadzki, J. (2011). *Metody geostatystyczne*. Warszawa: Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej.

Analiza zmienności przestrzennej głębokości położenia wód gruntowych na użytkach zielonych

Streszczenie

Do analizy zmienności przestrzennej poziomu zalegania wód gruntowych na nawadnianych użytkach zielonych w dolinie zlewni rzeki Piwonia wykorzystano technikę przestrzennej analizy statystycznej w postaci krigingu. W prezentowanych badaniach analizę geostatystyczną obejmującą studium rozkładu przestrzennego wahań głębokości położenia wód gruntowych przeprowadzono przy użyciu oprogramowania ArcGIS. Celem pracy była ocena możliwości stosowania metody krigingu do analizy poziomu wody gruntowej.

Wykorzystane zostały dane obserwacyjne zebrane w rejonie Sosnowicy w 2011 roku (Polesie Lubelskie). Badany obszar położony jest we wschodniej Polsce, w województwie lubelskim i charakteryzuje się klimatem umiarkowanym z ekstremalnymi temperaturami od -30°C do 35°C (średnia 8°C). Suma

opadów rocznych na obszarze badań wynosi około 600 mm, z czego 40% ma miejsce w okresie od czerwca do września, a potencjalna ewapotranspiracji jest wysoka. Powierzchnia zlewni rowu wynosi 0,46 km² i jest w 86% użytkowana jako jednokośne półnaturalne łąki. W pokrywie glebowej dominują zdegradowane gleby murszowo-torfowe (MtII). 75% powierzchni stanowią siedliska pobagienne i wilgotne charakteryzujące się wysokim poziomem wody gruntowej w glebie.

Podtapianie łąk we wschodniej części obszaru badań na wiosnę i w lecie jest spowodowane filtracją wody ze stawu, doprowadzaniem wody i niedrożnością systemu melioracyjnego w trakcie roztopów lub ulewnych opadów deszczu. Z kolei w zachodniej części badanego obszaru poziom wód gruntowych nadmiernie się obniża z powodu drenującego działania rzeki, której głębokość wynosi 2 m.

Zbiór analizowanych danych dotyczył poziomów wód gruntowych mierzonych w 15 punktach w trzech okresach badawczych (wiosna, lato, jesień). Pomierzone poziomy wody gruntowej zostały wykorzystane do skonstruowania semiwariogramów eksperymentalnych charakteryzujących poziomą zmienność przestrzenną. Gama modeli teoretycznych (model sferyczny, wykładniczy i Gaussa) została dopasowana do semiwariogramów eksperymentalnych. Modele zostały sprawdzone za pomocą statystyki krzyżowej. W celu ilustracji zmian przestrzennych głębokości położenia wód gruntowych na obszarze badań utworzone zostały mapy hydroizohips. Analiza przestrzenna danych poziomu wód gruntowych z piezometrów doprowadziła do następujących wniosków:

- autokorelacja poziomu wód gruntowych w obszarze badań ma zasięg od 203,5 do 300 m – zależnie od serii,
- głębokość położenia zwierciadła wód gruntowych była najmniejsza w pobliżu stawu Hetman, a największa w pobliżu rzeki Piwonia,
- przestrzenna zmienność głębokości położenia wody gruntowej dla wszystkich serii badań była lepiej opisana przez model Gaussa niż przez inne modele.

Abstract

The kriging spatial statistical analysis technique was used to analyze spatial variability in the groundwater levels in irrigated grassland catchment in the Piwonia River valley. The geostatistical analysis in this study was performed using ArcGIS software, and the spatial distributions on fluctuations in groundwater levels were also studied. The objective of study was to evaluate the applicability of the kriging method for the analysis of the groundwater level.

Field observation data collected in Sosnowica in 2011 were used (Western Polesie). The study area is located in Eastern Poland in the province of Lublin and has an temperate climate with temperature extremes -30°C and 35°C

(average 8°C). The annual rainfall in the area is about 600 mm, 40% of which occurs between June and September, and the evapotranspiration potential is high. The catchment area of the ditches is 0.46 km² and 86% of area is used as a one-crop seminatural meadows land. The soil cover is dominated by degraded soil muck-peat (MtII). In the catchment area 75% of the habitat is moorshaded and moist with a high groundwater level.

In spring and summer, flooding of grassland in the eastern part of the study area was observed. It was caused by seepage of water from the pond and the supply of water after ice thawing or after rainfall. The obstruction of drainage including neglected ditches had also impact on flooding. The groundwater level in the western part of the study area decreased excessively in the fall because of drainage influence of the river which depth is 2 m.

The dataset consisted of groundwater level measured at 15 points in three test periods (spring, summer and autumn). The measured groundwater levels were used to construct experimental semivariograms to characterize the spatial variability in the levels. A range of theoretical models (spherical, exponential, Gaussian models) were fitted to the experimental semivariograms. The models were validated using cross-validation statistics. Surface generated hydrotopographic maps were produced to illustrate spatial variations in the groundwater level in the study area. The spatial analysis of the groundwater level data from the piezometers led to the following conclusions:

- groundwater levels in the study area were autocorrelated in the distance between 203.5 and 300 m – depending on series,
- the groundwater level depth was smallest in the vicinity of the Hetman pond and greatest near the Piwonia river,
- spatial variability in the groundwater levels was described better by the Gaussian model than by the other models for all test series.

Słowa kluczowe:

geostatystyka, poziom wody gruntowej, semiwariogram, kriging

Keywords:

geostatistics, groundwater levels, semivariogram, kriging



The Impact of Air Pollution on Rainwater Quality

*Jozefína Pokrývková**, *Lenka Lackóová**, *Jakub Fuska**,
*Lucia Tátošová**, *Agnieszka Policht-Latawiec***
**Slovak University of Agriculture*
***Agricultural University in Krakow*

1. Introduction

Concentration of pollutants in the atmosphere varies in a wide range of values depending on the distribution of pollution source, chimneys' height, emissions, topographical conditions, and in particular the very changeable weather conditions (Leitmanová et al. 2007). Minimizing emission production is also related to issues of diagnosis and monitoring of emission and pollution load, especially densely populated economic and industrial sites. Significant air pollutants are heating plants and thermal power plants, waste incinerators, chemical industry, transportation, surface mining and nuclear energy. Emissions from these sources affect agricultural production cumulating at soil surface and decrease soil characteristics. This leads to soil acidification, alkalization of soils and metallization, it also causes reduction of yields and descent performance of animals.

Automatized monitoring systems associated with regional and international (global) networks, with the emphasis of monitoring human aspects, sufficiently cover this sector, in particular the agricultural and forest land. Frequently used quantitative methods for the registration of short-term extremes are quite hardware demanding and require energy facilities. Summation methods are inaccurate and certainly have not detected extreme situations that distort the system limit concentrations and critical loads ecosystems (Szomorová et al. 2013).

2. Material and methods

2.1. Materials and methodology are based on the following steps:

- The area Oslany was selected as a subject to research due to its close distance to thermal power plant being a source of pollution, Nitra as average-sized city in western Slovakia, with various industrial activities and vehicular traffic and Kežmarok town with relatively clean air and an average load of particulate pollutants substances where the Automatic monitoring station (AMS) data were collected and the collection containers for precipitation were placed,
- Research was realized from October, 1st, 2012 to the present time in the monthly sampling interval,
- The analyzes of rainfall were done using HI 991300, colorimeter DR / 890, the conductivity meter 14d HQ and DR 6000 spectrophotometer and the monitored parameters such as temperature, pH, conductivity, TDS (soluble), the amount of the compounds $\text{PO}_4^{-3}\text{-P}$ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) and SO_4^{-2} ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$).

2.2. Characteristics of the monitored areas

We selected three locations for our experiment: The first monitored area was Oslany representing a load area, situated near the Slovak power plant Nováky. Nováky is one of the key industrial and energy centers. In the Nováky neighborhood has been mined lignite which is burned in the local power plant, whose chimney is one of the highest (300 m, diameter 13.8 meters at the inlet, outlet 8 m) in Slovakia. The second point source pollution in this power plant is 150 m high chimney with Ø 6.28 m input and Ø 9.64 m in the output. The third researched area is medium-sized regional town (87,533 inhabitants) Nitra representing urbanized area. The last area of research is Kežmarok located near High Tatra representing the lowest air pollution area.

2.3. Analysis of rainwater samples

Glass container with a capacity of 5 liters stored in metal containers were used to catch rainwater (Fig. 1). Rainwater collection was performed by quantitative pouring from the receiver to a clean, labeled and hermetically sealable container transport. Transport of rainwater samples was carried out as soon as possible, usually within 60 minutes. In most cases, analyzes were performed immediately after transportation of sam-

ples, only in rare cases, the samples were stored in the chemical laboratory in a cool (5°C), dark place. Analyses of the rainwater were conducted at the same temperature 22-25°C through all devices listed below.



Fig. 1. Container for collecting rainfall – area AMS Oslany (Author)

Rys. 1. Chwytnacz opadów atmosferycznych z powierzchni AMS Oslany

2.4. Analysis of rainfall using device HI 99300

The HI 99300 (HANNA INSTRUMENTS, Woonsocket, Rhode Island, USA, 2012) measures pH, conductivity, TDS (Total Dissolved Solids) and temperature. Prior to the immersion of the probe to the measuring sample we rinse the probe in sufficient amount of distilled water. The measured pH, conductivity and dissolved substances were subtracted by immersion probe in the sample and by selecting the desired parameter using the set hold.

2.5. Analysis by DR Colorimeter / 890

Colorimeter DR / 890 (Hach Lange 2009) is mainly used for rapid field measurements of water parameters using conventional packed HACH reagents. In our experiment, it was PO_4 ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) and $\text{NO}_3\text{-N}$ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) pour into a cuvette reagent appropriate for a given parameter. The device subtracts the appropriate time needed for the reaction between rainwater sample and reagent in the cuvette.

2.6. Portable conductivity meter HQ 14d

It is a waterproof device for measuring conductivity, temperature and dissolved substances. Range and accuracy of the device for conductivity is $0.01 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ and $200 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1} \pm 0.5\%$ of the measured value and the temperature of -10°C to $110^\circ\text{C} \pm 0.3^\circ\text{C}$ (Hach Lange 2006). The device provides automatic 1-point calibration of conductivity with $0.1\text{--}0.01$ to $0.001 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ KCl.

2.7. DR 6000 Spectrophotometer

Pipetted sample in the cuvette is inserted into the device. In the next step we pour or pipette (depends on methods used) the reagent into the cuvette, start the timer and thoroughly mix the sample. The time required for the reaction of the sample with the reagent as well as the type of reagents is specified for each compound separately. In our case it was 15 minutes for nitric nitrogen, 5 minutes for sulphato sulfur and 3 minutes for phosphate phosphorus. Subsequently we insert the cuvette into the sample cuvette adapter, we close the cover and run the analysis.

3. Results and discussion

3.1. Air quality

Anthropogenic air pollution gets mostly into the elements of rainwater in the under clouds layer. Precipitation is in this respect an important element of self-cleaning air. Observations have shown that immediately after the rain or even in the duration of the rain, the air contains significantly less polluting impurities than before the start (Braniš & Hůnová 2009).

Air quality measured AMS station Nitra and Oslany for the pollutants SO_2 and NO_x in the period from October 2012 to May 2014 is shown in Figure 2.

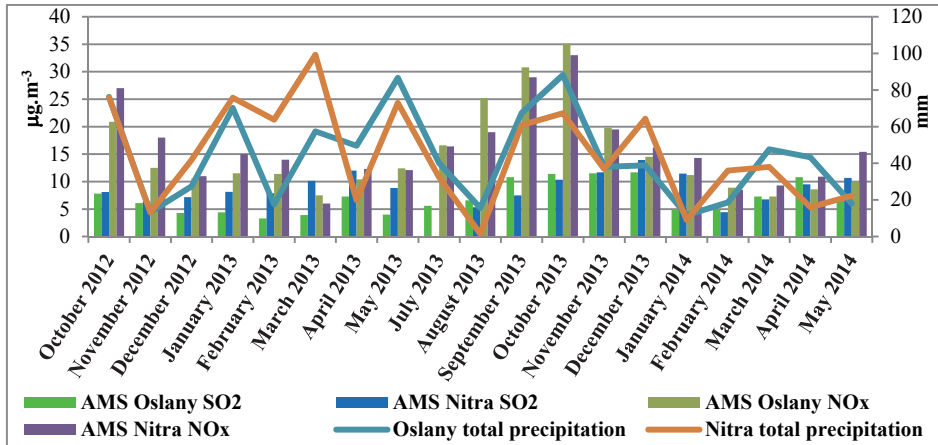


Fig. 2. The measured emissions of NO_x and SO₂ in the area of Nitra and Oslany and average rainfall

Rys. 2. Pomierzone emisje NO_x i SO₂ oraz średnia suma opadów atmosferycznych na terenie Nitry i Oslany

3.2. Analysis of samples of rainwater

The analyzes of rainwater were carried out using HI 99300, Colorimeter DR/890, the conductivity meter HQ 14d and DR 6000 spectrophotometer. With these instruments in the laboratory, we monitor parameters such as temperature, pH, conductivity, TDS (organic substances), the amounts of the compounds PO₄⁻³-P (mg·l⁻¹), NO₃⁻-N (mg·l⁻¹) and SO₄⁻²-S (mg·l⁻¹). The pH was set at 30 day intervals, which could affect the increased incidence of basic values. Random analyses (immediately after the end of rain), however, failed to prove this claim. It is necessary to mention the fact that the development of recent years in reducing concentrations of acidifying compounds (SO₂, NO_x, CO₂), has resulted in increasing the pH measured in precipitation. This argument is shared by the authors of the report to EMEP, Mitošinková, Závodský, Marečková and Pukančíková. The report summarizes the results measured by meteorological stations included in the European EMEP monitoring network, which shows the trend of the pH values increase with the decrease of sulfur compounds in the atmosphere (EMEP 2004). pH of rainwater can be modified by dissolution, and reactions of substances that cause air pollution or substances presence in the air. It is mainly NH₃, SO₂, and NO₂ (Ibanez et al. 2010). Network of about a hundred EMEP monitoring

stations distributed in 30 countries across Europe also recorded parameter pH, which ranges from 3 to 7.5 (Namiesnik 2010).

In captured rainwater pH reached an average value of 7.12 ± 0.614 (maximum 7.92, minimum 5.38) in the area of Oslany; Nitra 6.85 ± 0.760 (maximum 8.38, minimum 4.82) and location Kežmarok 6.61 ± 1.139 (maximum 7.91, minimum 4.45) (table 1). Figure 3 shows that most values measured in all the 3 locations exceeded “normal value – pH 5,6”, yellow line. Parameter pH was relatively stable, as it was in the basic values and showed no extreme measured values. The highest reached value of 8.38 was recorded in August 2013 in Nitra. The minimum pH of 4.45 was recorded in the area of Kežmarok in February 2013. Today's typical pH values of precipitation in Central Europe are in the range of values from 4.5 to 5.0 (Horák et al. 2011). Precipitation with a pH of 4.5 can e.g. contain high levels of sulfur and high levels of nitrogen, or both. In addition to these, there are also oxides in the atmosphere from human activity and even those can affect the acidity of rainwater (Park 2013). Radojević and Bashkin (2006) as well as authors Feyen, Shannon, Neville (2009) report that pH parameter and conductivity in precipitation water down in fresh samples using electrochemical methods.

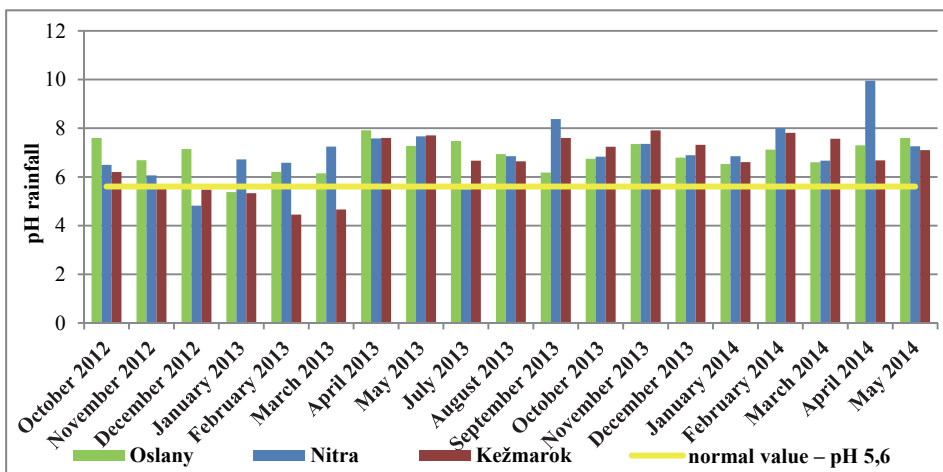


Fig. 3. pH parameters measured in 3 locations, yellow line represents pH 5.6
Rys. 3. Odczyn wody opadowej z trzech punktów, kolorem żółtym oznaczono wartość pH 5,6

Conductivity can be used as a benchmark measurement for the total concentration of inorganic constituents of water. Its value increases with increasing mineral content in the water. Fresh distilled water has a conductivity of from 0.0005 to $0.002 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, older distilled water 0.002 to $0.004 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, rain water ranges from 0.003 to $0.06 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, fresh water 0.05 to $1.5 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ and waste water more than $10 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Radojević & Bashkin 2006).

For most countries in the United States included in the national monitoring network for the measurement of conductivity was observed rainfall typical value $0,025 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$. In Ishiushi, Japan were detected fairly representative conductivity values of $0.014 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ set out in the snowfall. It was also shown that the melted ice and snow in winter have almost the same conductivity as rainfall in summer (Farzaneh & Chisholm 2009). Within conductivity measurements of collected rainfall we reached similar results in our experiment, since modus conductivity in the area Oslany reached $0,020 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, $0.030 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ in Nitra and $0,030 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ in the area Kežmarok. Conductivity in the Nitra area reaches a minimum value of $0.01 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, a maximum of $0.2 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ and the average value of $0.06 \pm 0.055 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$. In Kežmarok was a the minimum $0.01 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, maximum $0.27 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ and the average of $0.074 \pm 0.069 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$. The locality Oslany reached a minimum $0.02 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, maximum $0.13 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ and the average of $0.062 \pm 0.038 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ (table 1). During the reported period, there were two significant variations compared to other values. These were measured in the area of Kežmarok (07.08.2013 to 09.06.2013 and 06.10.2013 to 11.05.2013) of $0.27 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ and $0.21 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$. The above deviations were probably caused by organic compounds origin.

Table 1. Descriptive statistics for the pH, conductivity, soluble substances of rainwater in the monitored sites
Tabela 1. Statystyka opisowa dla pH, przewodności elektrycznej właściwej, substancji rozpuszczonych w wodzie opadowej w monitorowanych punktach

Statistical function	pH			(mS · cm ⁻¹) conductivity			(ppt) soluble substances		
	Oslany	Nitra	Kežmarok	Oslany	Nitra	Kežmarok	Oslany	Nitra	Kežmarok
Average	6.939	6.854	6.611	0.062	0.073	0.074	0.035	0.037	0.047
Error of the mean	0.492	0.608	0.937	0.032	0.043	0.046	0.018	0.019	0.036
Median	7.12	6.85	6.67	0.05	0.06	0.06	0.03	0.03	0.03
Modus	7.48	6.85	7.6	0.02	0.03	0.03	0.02	0.02	0.01
SD	0.614	0.872	1.139	0.038	0.055	0.069	0.023	0.026	0.05
Sharpness	-0.772	-0.566	-0.65	0.639	1.195	2.007	0.909	1.374	1.783
Obliquity	0.515	0.922	-0.876	-0.963	0.649	3.954	0.088	1.628	2.479
Variance margin	2.54	3.56	3.46	0.11	0.19	0.26	0.08	0.09	0.17
Variance is (n-1)	0.359	0.76	1.296	0.001	0.003	0.005	0.001	0.001	0.002
Minimum	5.38	4.82	4.45	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Maximum	7.92	8.38	7.91	0.13	0.2	0.27	0.09	0.1	0.18
Sum	145.709	116.51	112.38	1.292	1.24	1.254	0.725	0.623	0.797
Coefficient of variation	0.086	0.123	0.167	0.605	0.736	0.905	0.642	0.685	1.032

The parameter of soluble substances (TDS) was recorded in Nitra area with minimum 0.01 ppt, 0.1 ppt and maximum diameter of 0.037 ± 0.026 ppt. The area Oslany reached minimum of 0.01 ppt, 0.09 ppt and maximum diameter of 0.035 ± 0.023 ppt. The site Kežmarok reached minimum of 0.01 ppt, 0.18 ppt and maximum diameter of 0.047 ± 0.050 ppt (table 1). Overview of each of the measured quantities are shown in figure 4.

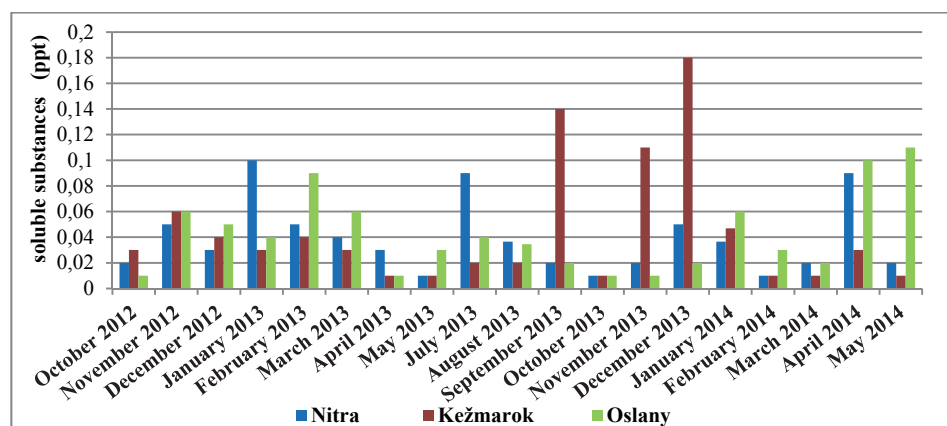


Fig. 4. Overview of total dissolved solids of rainwater in the monitored sites
Rys. 4. Zawartość substancji rozpuszczonych w wodzie opadowej w monitorowanych punktach

In localities with the same load (Nitra and Oslany), there were measured almost the same values of this parameter. Regarding the burden of study sites by air pollutants, the highest average value in Kežmarok can be explained by the presence of soluble substances in the presence of other substances in precipitation water, which have a predominantly organic nature. An interesting finding is the fact that the conductivity was approximately 1.92 times greater than that of soluble substances. Regression tests depending on the conductivity of soluble substances, showed the coefficient of determination R^2 at 0.626. Dispersion of the values of the correlation field is not large. It refers to a relatively stable growth conductivity values increased from soluble substances. In this regression model, we found a high significance, as Pr value reached 0.005 ($Pr < 0.01$). By testing, we found the average value of conductivity ($0.020 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) at zero values of soluble substances and increase the

conductivity of $1.25 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ at increasing the value of soluble substances by one unit of measure (ppt).

The highest value ($0.26 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) for PO_4 in precipitation was recorded in the locality Nitra (mean $0.06 \pm 0.60 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$; minimum $0,003 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$). The average amounts of PO_4 in the area Oslany were $0.08 \pm 0.05 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (maximum $0.20 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$; minimum $0,007 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$). Kežmarok reached the mean value of $0.05 \pm 0.04 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (maximum $0.14 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, minimum $0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) (table 2). Trends of $\text{NO}_3^- \text{-N}$ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) characteristics for monitored areas in comparison with air pollution NO_x measured in automatic monitoring stations (AMS) Nitra and Oslany (Fig. 5). Development heads for to confirmation of our hypothesis that measured values AMS are higher in case of less rainfall. Thereby there is less amount of $\text{NO}_3^- \text{-N}$ contained in rainfall. The air cleans at the expense of the environment by rainfall.

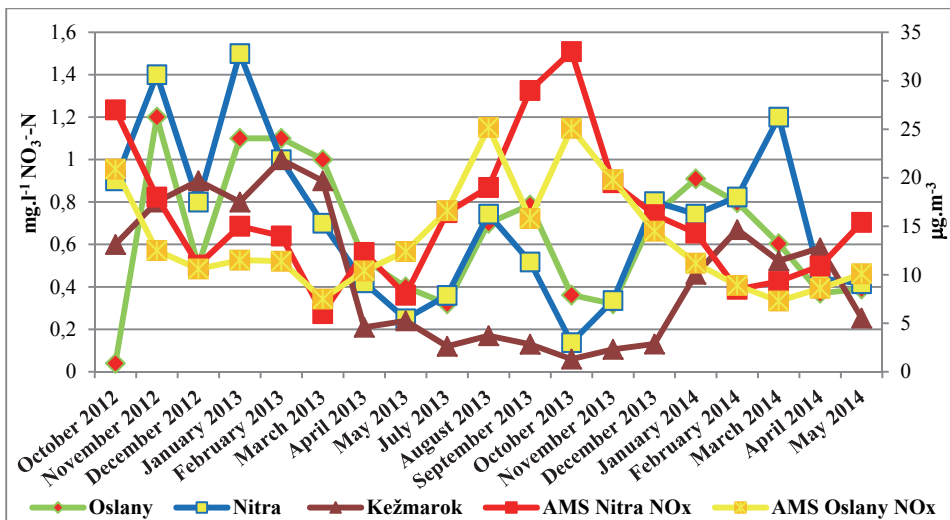


Fig. 5. Trends of $\text{NO}_3^- \text{-N}$ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) characteristics for monitored areas in comparison with air pollution NO_x

Rys. 5. Porównanie linii trendów $\text{NO}_3^- \text{-N}$ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) do zanieczyszczenia powietrza związkami NO_x w monitorowanych punktach

Table 2. Descriptive statistics for the $\text{PO}_4^{-3}\text{-P}$, $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$, SO_4^{-2} of rainwater in the monitored sites
Tabela 2. Statystyka opisowa dla $\text{PO}_4^{-3}\text{-P}$, $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$, SO_4^{-2} w wodzie opadowej w monitorowanych punktach

Statistical function	$(\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}) \text{PO}_4^{-3}\text{-P}$			$(\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}) \text{NO}_3^{-}\text{-N}$			$(\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}) \text{SO}_4^{-2}$		
	Oslany	Nitra	Kežmarok	Oslany	Nitra	Kežmarok	Oslany	Nitra	Kežmarok
Average	0.079	0.063	0.049	0.7	0.743	0.46	3.692	6.333	0.308
Error of the mean	0.043	0.041	0.033	0.279	0.292	0.296	3.56	7.81	0.484
Median	0.079	0.063	0.04	0.7	0.743	0.46	1.5	1	0
Modus	0.1	0.08	0.09	0.5	0.743	0.8	1	1	0
SD	0.055	0.062	0.042	0.362	0.387	0.335	4.664	15.91	0.821
Sharpness	0.683	2.147	0.969	0.612	0.395	0.282	1.358	3.599	3.163
Oblliquity	-0.02	6.09	0.213	0.579	-0.33	-1.617	0.271	13.21	10.378
Variance margin	0.193	0.257	0.141	1.56	1.362	0.94	13	61	3
Variance is (n-1)	0.003	0.004	0.002	0.131	0.15	0.112	21.751	253.2	0.675
Minimum	0.007	0.003	0	0.04	0.138	0.06	0	0	0
Maximum	0.2	0.26	0.141	1.6	1.5	1	13	61	3
Sum	1.652	1.072	0.834	14.707	12.63	7.82	51.692	88.66	4.308
Coefficient of variation	0.688	0.951	0.839	0.504	0.505	0.706	1.217	2.422	2.572

In the period from 10.06.2013 to 11.05.2013 precipitation appeared nationwide (hit in the short term the whole territory of Slovakia) in this parameter were measured almost identical, while the minimum data (Nitra and Oslany $0.01 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, Kežmarok $0.00 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$). Concentrations of phosphorus in natural waters in the form of phosphate ions, is one of the most serious problems in the environment since its contribution in the process of eutrophication is not negligible. The average quantities measured in the waste waters reach as 9, 15 respectively. $30 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Radojević & Bashkin 2006). During the whole period of our observations, we conducted 51 analyzes of phosphates in precipitation and none of them limit the phosphate content set out in Annex 2 to the Government Decree 269/2010 is not exceeded.

Atmospheric deposition of reactive nitrogen is a very important process in the nitrogen cycle. If there is an increase in nitrogen loading of the atmosphere, nitrogen saturation of ecosystems may occur. In urban areas, the main anthropogenic source of nitrogen compounds in precipitation water is burning of fossil fuels (Brimblecombe et al. 2007). Parameter nitrate nitrogen showed highest value ($1.5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) in Nitra again (along with the parameters conductivity and soluble substances). The average value in the locality Nitra was $0.74 \pm 0.15 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (minimum $0.14 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$). In Kežmarok the average measured value was $0.46 \pm 0.33 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (maximum $1.00 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$; minimum $0.060 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$). In the most heavily loaded area Oslany was reached the average value of $0.70 \pm 0.36 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (maximum $1.60 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$; minimum $0.040 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) (table 2). Problems with the quality of rainwater are described as acid rain. The term includes more acidic than pH of the aqueous solution, it includes the main concerns of sulfuric acid anions (SO_4^{2-}) and nitric (NO_3) (Iqbal & Mido 2010) as well. Acidification is thus involved sulfates and nitrates, which are formed by oxidation of SO_2 and NO_x emissions. These can have natural or anthropogenic origin. The proportion of anthropogenic sources is estimated at over 50% of the SO_2 in over 30% of the NO_x (Schwedt, 2001). The average value $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ in Oslany reached $3.70 \pm 4.66 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (maximum $13 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$; minimum $0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$); Nitra was $15.91 \pm 6.33 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (maximum $61 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$; minimum $0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) and in the area of High Tatras region – Kežmarok $0.31 \pm 0.82 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (maximum $3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, minimum $0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) (table 2).

Amount of sulfate sulfur in precipitation at all sites reached relatively low, mostly zero values. Extreme value ($61 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) was recorded in the locality Nitra in 30 days period – from 05 November to 05 December 2013. This was measured in snowfall melted and the temperature reaches 25°C (all analyzes were conducted under the same temperature conditions of 22 to 25°C). The probable cause was a combination of snow layer (rough surface) and airborne dust respectively aerosols of sulfur compounds in the horizontal precipitation. The measured amount was 2.65 times greater than that allowed for the irrigation waters ($23 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$). A similar conclusion had been reached by Lange et al. (2003), who gives the example of the German Ore Mountains enrichment of Ca^{2+} , Na^+ , Cl^- , NH_4^+ , NO_3^- , and SO_4^{2-} in mist 6-7 times higher than in the rain. This enrichment is lower than specified in Zimmermann et al. (2003), which highlights the differences contents in fog versus vertical precipitation. For SO_4 it was 9-times, NO_3 13-times NO_3 , Cl 17 times for NH_4 19 times more than in vertical precipitation.

Horizontal precipitation tends to be significantly longer in direct contact with the surface of the vegetation. Fog droplets stay on the leaf 4 times longer while drop (Pahl 1996). Evaporation of intercepted water mist additionally leads to the formation of highly acidic solutions of surface vegetation (Frevert & Klemm 1984). Dominant source of sulphates in Europe is energy, which contributes by 61% in environmental pollution within sulfur compounds (Braniš & Hůnová 2009). In addition to the chemical composition of precipitation in the localities we studied their quantity. Development of rainfall is for better clarity shown graphically in figure 6.

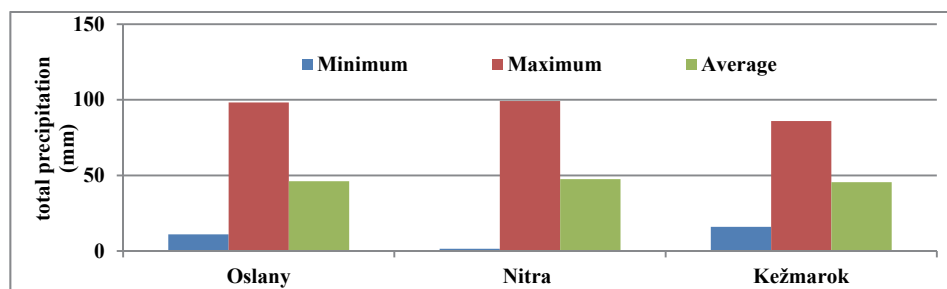


Fig. 6. Precipitation amount in monitored localities

Rys. 6. Ilość opadów atmosferycznych w monitorowanych punktach

This graph displays that rainfall in Nitra, Oslany and Kežmarok was relatively balanced. In Oslany it was 46.12 ± 28.841 mm (maximum 98.2 mm; minimum 11 mm), in the locality Nitra 47.57 ± 27.60 mm (maximum 99.2 mm; minimum 1.5 mm) and area Kežmarok 45.49 ± 23.35 mm (maximum 86.00 mm, 16.00 mm minimum) (Fig. 6).

Within the reporting period, we recorded the rainfall occurrence, which interfered with all three locations simultaneously (e.g. during the period 05.10.2013 - 06.11.2013). We assume that samples of rainwater from these periods should have similar properties based on similar chemical and physical characteristics. Mentioned above, we managed to prove on the basis of the results achieved in the area Oslany and Nitra. In the case of Kežmarok locality, distant around 250 km from Nitra and Oslany, the argument was not proven.

Our results show that rainfall affecting larger areas may have similar chemical and physical properties at regional level (100×100 km).

4. Conclusion

Monitoring of selected rainfall parameters is essential for early detection limit values. The analysis analyzes of precipitation monitor parameters such as temperature, pH, conductivity, TDS, the amounts of the compounds $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) and $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$). Trend in reducing concentrations of acidifying compounds (SO_2 , NO_x , CO_2), has resulted in increasing the pH in measured in precipitation. pH reached an average value of 7.12 ± 0.614 in the area Oslany, Nitra 6.85 ± 0.760 and $6.61 \pm 1,139$ locality Kežmarok. Most of the pH values in all the three study areas exceeded the "normal value" pH 5.6. In Kežmarok we monitored in three consecutive periods (from 09.01.2013 to 09.04.2013) pH below 5.6, which is considered as acid rain. This fact may be explained by transboundary impact of industrial activities in Poland. Conductivity of rainwater in the area of Nitra was around 0.06 ± 0.055 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$. The area Kežmarok was found an average value of 0.074 ± 0.069 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$. The site Oslany was a mean value of 0.062 ± 0.038 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$. The parameter TDS was recorded in the locality Nitra average of 0.037 ± 0.026 ppt, in Oslany 0.035 ± 0.023 ppt and location Kežmarok 0.047 ± 0.050 ppt. The highest value (0.26 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) for PO_4 was observed in the locality Nitra (mean 0.06 ± 0.60 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$). The average amounts of PO_4 in the area Oslany were 0.08 ± 0.05 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ and

Kežmarok was characterized by the mean value of $0.05 \pm 0.04 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Parameter nitrate nitrogen showed the highest value ($1.5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) in Nitra again (along with the parameters conductivity and soluble substances). The average value in Nitra was $0.74 \pm 0.15 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, in Oslany $0.70 \pm 0.36 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ and Kežmarok $0.46 \pm 0.33 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Amount of sulfate sulfur ($\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$) in precipitation at all sites reached relatively low number, typically zero. Rainfall in Nitra, Oslany and Kežmarok was relatively balanced. In Oslany it was $46.12 \pm 28.84 \text{ mm}$; Nitra $47.57 \pm 27.60 \text{ mm}$ and $45.49 \pm$ locality Kežmarok 23.35 mm .

Partial results of our research will be complemented by additional sites to map the largest territory of Slovakia with the high environment load. The Achieved results confirm that after the rain, the measured values of air pollution are much lower and rainwater pollution is contaminated. Regression tests of the rainwater pollution calculated $R^2 = 0,626$. Dispersion of the correlation is not large, and shows the relatively stable growth in the value of rainwater contamination with an increase of air pollution. The results show that the complicated detection of environment load could be replaced by simple rainwater collection and subsequent analysis. To test the accuracy 24-hour sample collection as well as the 24 hourly values for air pollution is needed, because for monthly interval and for some samples anomalies periodically occurred.

Due to the growing problem of the impact of air pollution on natural ecosystems especially in Central Europe, Great Britain and Scandinavia (Posch et al. 1998), it is necessary to continue to monitor developments and long-term trends in air pollution and chemical precipitation in different types of ecosystems (Stred'anský et al. 2007). Monitoring Atmospheric deposition is important not only for the determination of deposition flows to ecosystems, but also serves as a basis for calculating critical loads of acidity and eutrophication as well as for the validation of other models evaluating the impact of air pollution on the ecosystem. According to recent findings, more than 90% of the population of European cities is exposed to air pollutants, which seriously threatens their health. This finding follows the report Air quality in Europe – 2013 from the workshop of the European Environment Agency (EEA 2013). New scientific findings indicate that human health may be damaged already within the lower concentrations of air pollutants than originally anticipated (EEA 2013).

From the obtained results, we expect prospective benefits and clarify the dynamics of environmental pollution by oxides of sulfur and nitrogen in various locations SR, which we consider significant in terms of geographical and environmental burdens of pollutants. The current situation of certain habitats continues to cause damage to the individual components of the environment. For this reason, we consider as very important to monitor the load and quantify the negative effect, which is the basis to propose corrective measures to improve the current situation.

Acknowledement

This study has been accomplished within Grants:
APVV no 0274-10 “Quantification of input data influence on correctness of outputs of dispersion simulation models for surface water”
VEGA no. 1/0456/14 Management of the Soil Moisture Regime as a Tool for Climate Change Adaptation
VEGA no. 2/0054/14 “The impact of biological soil crust and microtopography on infiltration and flow of water in sandy soil”
KEGA no. 007SPU-4/2016 CAD in the landscape engineering

References

- Braniš, M., Hůnová, I. (2009). *Atmosféra a klima aktuální otázky ochrany ovzduší*. Praha: Karolinum, 351 p.
- Brimblecombe, P. et al. (2007). *Acid Rain – Deposition to Recovery*. Dordrecht: Springer, 427 p.
- EEA. (2013). Online: <http://www.eea.europa.eu/sk/pressroom/newsreleases/zncistene-ovzdušie-nadalej-ohrozuje-europu> 25.10. 2013
- EMEP. (2004). *EMEP Assessment Part II National Contributions*. Oslo: NMI, 189-198.
- Farzaneh, M., Chisholm, W.A. (2009). *Insulators for Icing and Polluted Environments*. New Jersey: John Wiley & Sons, 680 p.
- Feyen, J., Shannon, K., Neville, M. (2009). *Water and Urban Development Paradigms : Towards an Integration of Engineering, Design and Management Approaches*. London: Taylor & Francis Group, 712 p.
- Frevert, T., Klemm, O. (1984). How do pH-values in rain and fog water change when drying on plant surfaces? *Archives for Meteorology Geophysics and Bioclimatology, Series B* 34, 75-81.
- HACH Lange. (2006). *User manual for conductometer HQ d14*. Loveland: Hach Company, 120 p.

- HACH Lange. (2009). *Procedures manual for Colorimeter DR/890*. Loveland: Hach Company, 611 p.
- HACH Lange. (2012). *Základný návod na použitie. Spektrofotometer DR 6000*. Loveland: Hach Company, 479-506.
- HANNA INSTRUMENTS. (2012). *Inštruktážny manuál k prístroju HI 99300*. 4 p. Woonsocket: HANNA INSTRUMENTS.
- Horák, J., Igaz, D., Šinka, K., Kondrlová, E., Štekauerová, V., Čimo, J. (2011). Estimates of nitrous oxide (N₂O) emission from arable soils in the selected region of Slovakia using a process-based agro-ecosystem model / -- obr., tab. *Journal of International Scientific Publications: Ecology & Safety*. 5(1), 229-240.
- Ibanez, J.G., et al. (2010). *Environmental Chemistry: Fundamentals*. New York: Springer, 352 p.
- Iqbal, S.A., Mido, Y. (2010). *Chemistry of Air and Air Pollution*. New Delhi: Discovery Publishing House, 186 p.
- Leitmanová, M., Bažik, J., Muchová, Z. (2010). *Sprístupňovanie a archivácia priestorových dát z krajinárskych činností [elektronický zdroj]*. In: Veda mladých 2014. 1. vyd. 1 CD-ROM. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita, 166-173.
- Namiesnik, J. (2010). *Analytical Measurements in Aquatic Environments*. Florida: CRC Press. 503 p.
- Pahl, S. (1996). *Fog deposition o spruce forests in high-elevation sites (in German)*. In: *Ber. D. DWD vol. 198*, 137 p.
- Park, C.C. (2013). *Acid Rain : Rhetoric and Reality*. New York: Routledge Revivals, 290 p.
- Posch, M., De Smet, P.A.M., Hettelingh, J.P., Downing, R.J. (1999). *Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe: Status Report 1999*. Bilthoven: Coordination Center for Effects, RIVM, 165 p.
- Radojević, M., Bashkin, V.N. (2006). *Practical Environmental Analysis*. Cambridge: Royal Society of Chemistry, 457 p.
- Schwedt, G. (2001). *The essential guide to environmental chemistry*. New York: John Wiley and Sons, 268 p.
- Stred'anský, J., Kliment, M., Halászová, K. (2007). Ochranný efekt niektorých poľnohospodárskych plodín voči účinkom vodnej erózie. In: *ENVIRO NITRA 2007: XII. medzinárodná vedecká konferencia: zborník príspevkov*. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, 250-253.
- Szomorová, L., Halaj, P., Čimo, J. (2013). *Analýza zrážkových zmien v lokalite Nitra [elektronický zdroj] = Analysis of precipitation changes in Nitra locality*. In: Veda mladých 2013. 1. vyd. 1 CD-ROM. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita, 285-294.

Wpływ zanieczyszczenia powietrza na jakość wód opadowych

Streszczenie

Istotne zanieczyszczenie powietrza Słowacji bierze się z ciepłowni i elektrociepłowni, spalarni śmieci, przemysłu chemicznego, transportu, górnictwa odkrywkowego i energii jądrowej. Emisje z tych źródeł wpływają negatywnie na produkcję rolną oraz zmniejszają właściwości gleby poprzez ich zakwaszenie, alkalizację i metalizację. To ma również wpływ hodowlę roślin i zwierząt. Celem pracy było określenie wpływu zanieczyszczenia powietrza na jakość wody deszczowej. W tym celu wybrano trzy punkty monitoringowe: Oslany, Nitra i Kieżmarku. Pierwszy obszar monitorowany – Oslany był położony w pobliżu elektrowni Słowackiej Nováky, który jest jednym z głównych ośrodków przemysłowych i energetycznych z górnictwa węgla brunatnego. Drugi zurbanizowany obszar Nitra jest średniej wielkości miastem regionalnym (87,533 mieszkańców). Ostatnim obszarem badań jest Kieżmark położony w pobliżu Tatr Wysokich reprezentujący obszar o najniższym zanieczyszczeniu powietrza. Analizy wody deszczowej przeprowadzono przy użyciu kolorymetru HI 99300, DR/890, HQ konduktometru 14d i DR 6000 spektrofotometru. Za pomocą tych narzędzi w laboratorium pomierzono parametry takie jak: temperatura, wartość pH, przewodność elektrolityczną właściwą, substancje rozpuszczone, ilość związków PO_4^{3-} -P (mg.l^{-1}), NO_3^- -N (mg.l^{-1}) and SO_4^{2-} -S (mg.l^{-1}). Monitorowanie depozycji atmosferycznej jest ważne dla ekosystemów i stanowi podstawę do obliczania ładunków decydujących o zakwaszeniu i eutrofizacji, jak również dla określenia modeli oceny wpływu zanieczyszczenia powietrza na ekosystem. W pracy potwierdzono hipotezę, że zmierzone wartości AMS są wyższe w przypadku mniejszych opadów. Natomiast w wodzie opadowej nie zaobserwowano mniejszej ilości NO_3^- -N. Powietrze oczyszczane jest, ale kosztem środowiska, poprzez opady atmosferyczne. Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzono, że zanieczyszczenie środowiska tlenami siarki i azotu jest inne w różnych miejscach. Zaobserwowano, że istotą jest położenie geograficzne. Uzyskane wyniki pozwoliły stwierdzić, że niektóre siedliska są zagrożone. Z tego powodu należy monitorować i oceniać w wodzie opadowej tlenki siarki i azotu w celu zaproponowania środków naprawczych jeśli takie będą musiały być wprowadzone na poprawę zaistniałej sytuacji.

Abstract

Significant air pollutants of Slovakia are heating plants and thermal power plants, waste incinerators, chemical industry, transportation, surface mining and nuclear energy. Emissions from these sources affect agricultural pro-

duction cumulating at soil surface and decrease soil characteristics. This leads to soil acidification, alkalization of soils and metallization, it also causes reduction of yields and descent performance of animals.

In this paper we analyze the impact of air pollution on rainwater quality. For the performance the research we selected three locations: Oslany, Nitra and Kežmarok. The first monitored area was Oslany which is a load area, situated near the Slovak power plant Nováky, which is one of the key industrial and energy centers with lignite mining in the neighborhood. The second researched monitored area is medium-sized regional town (87,533 inhabitants) Nitra representing urbanized area. The last area of research is Kežmarok located near High Tatra representing the area of the lowest air pollution. The analyzes of rainwater were carried out using HI 99300, Colorimeter DR/890, the conductivity meter HQ 14d and DR 6000 spectrophotometer. Using these instruments in the laboratory, we monitored parameters such as temperature, pH, conductivity, TDS (total dissolved solids), the amount of the compounds $\text{PO}_4^{-3}\text{-P}$ (mg.l^{-1}), $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$ (mg.l^{-1}) and $\text{SO}_4^{-2}\text{-S}$ (mg.l^{-1}). Monitoring of the Atmospheric deposition is important apart from the determination of deposition flows to ecosystems, but also for serving as a basis for calculating critical loads of acidity and eutrophication as well as for the validation of other models evaluating the impact of air pollution on the ecosystem.

Development heads for to confirmation of our hypothesis that measured values AMS are higher in case of less rainfall. Thereby there is less amount of $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$ contained in rainfall. The air cleans at the expense of the environment by rainfall.

From the obtained results, we expect prospective benefits and clarify the dynamics of environmental pollution by oxides of sulfur and nitrogen in various locations SR, which we consider significant in terms of geographical and environmental burdens of pollutants. The current situation of certain habitats continues to cause damage to the individual components of the environment. For this reason, we consider as very important to monitor the load and quantify the negative effect, which is the basis to propose corrective measures to improve the current situation.

Słowa kluczowe:

zanieczyszczenie powietrza, analiza wody opadowej, pH, przewodność elektrolityczna właściwa, substancje rozpuszczone, $\text{PO}_4^{-3}\text{-P}$, $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$, $\text{SO}_4^{-2}\text{-S}$

Keywords:

air pollution, precipitation analyzes, pH, conductivity, TDS, $\text{PO}_4^{-3}\text{-P}$, $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$, $\text{SO}_4^{-2}\text{-S}$



Cadmium and Lead Accumulation in Water and Macrophytes in an Artificial Lake

*Jolanta Kanclerz, Klaudia Borowiak, Mirosław Mleczek,
Ryszard Staniszewski, Marta Lisiak, Ewelina Janicka*
Poznań University of Life Sciences

1. Introduction

Heavy metals are one of the main pollutants of the environment, especially in urban areas. Cadmium and lead concentrations in environmental elements are dependent on anthropogenic sources; hence we can suspect higher concentrations in urban areas. Water reservoirs can play the role of a specific natural sink for trace elements (Birch et al. 1996) or even may have a function of natural filters for the abatement of heavy metals (Weiss & Weiss 2004). Wetland plant species, such as *Typha latifolia* (L.), *Typha angustifolia* (L.) and *Phragmites australis* (Cav. Trin ex Steudel), have been found to be important for trace elements' accumulation in freshwater ecosystems (Bragato et al. 2006, Drzewiecka et al. 2010, Fediuc & Erdei 2002). Although these plants are not hyperaccumulators, they can play an important role as removers of trace elements, due to fast growth, high biomass production, a deep root system, and high tolerance and/or accumulation of a wide range of trace elements (Cooper & Green 1995).

Heavy metal concentrations can change during the year in the ecosystem, and plant uptake possibilities can also change during the growing season (Drzewiecka et al. 2010). Trace element concentrations in wetland plants collected from natural ecosystems can also be a type of monitoring system for the level of environment pollution by these pollutants (Demirezen & Aksoy 2004). Uptake and accumulation of elements by plants may follow two different paths – the root system and the foliar

surface (Sawidis et al. 2001). In artificial lakes and rivers, plants mainly absorb metals from the water, not from the sediments (Lewander et al. 1996). Moreover, the pattern of accumulation is different in different elements. Some authors have reported a major role of roots as Cd and Pb filters for other plant organs (Mazej & Germ 2009), while others recorded transport to above-ground plant parts (Pevery et al. 1995).

The aims of this study were as follows: (i) to determine changes in concentrations of cadmium and lead in water and two macrophyte species during the growing season; (ii) to determine the differences of elements' location in plant organs of two plants; (iii) to examine Pb and Cd bioaccumulation by two littoral plant species in natural conditions and contamination in water ecosystem.

2. Materials and methods

According to the physical and geographical classification of Poland, the Cybina river lies in Wielkopolska Lakeland (Kondracki 2009). This river is a third order river, and the right tributary of the Warta river. The river catchment area is 190.61 km² (Fig. 1). According to the code system of the European Union, the river received the code 1858 (Czarnecka 2005). From the source, which is Lake Ósemka at altitude 119.9 m a.s.l., to the mouth to the Warta river at altitude 51.8 m a.s.l. the Cybina river across 43 km, which gives a river slope of about 1.6‰.

Land use of the catchment is mainly agricultural (approx. 60% of the area), while forestry area covers about 31%. There is a high lake ratio, about 3.4% of its area. The catchment area is located in the lowest precipitation zone (approx. 550 mm), with the highest number of sunny days (more than 50 days) and the lowest number of cloudy days (less than 130). Mean annual air temperature is 8°C, and the growing season varies between 210 and 220 days.

Malta Lake is located in the lower part of the Cybina catchment. This artificial reservoir was built in and is located on the right bank of the Warta river. The reservoir covers a maximal area of 65.5 ha, with a length of 2.2 km (circuit 5.6 km), which makes it the biggest artificial water reservoir in the city of Poznan. The mean depth is over 3.13 m, while the maximum is 5 m (Maluškiewicz 2000). This water reservoir was built for water sports, active and passive recreation and fire-protection purposes (Bogucki & Staniewska-Zątek 1996). Once every

four years the water is drained and the lake is deepened together with conservation activities.

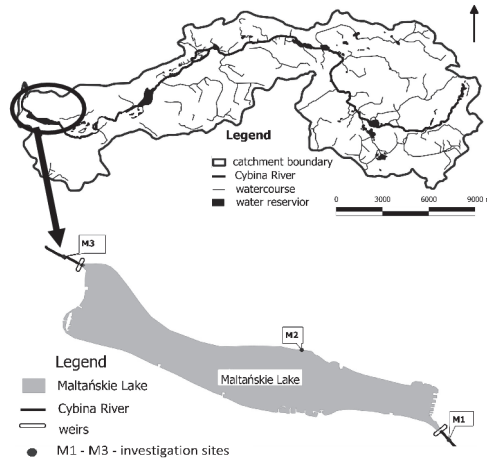


Fig. 1. Cybina river catchment with labeled investigation sites

Rys. 1. Zlewnia rzeki Cybiny wraz z zaznaczonymi punktami pomiarowo-kontrolnymi

Samples of water and plants were collected for further laboratory analyses. The water was collected from three sites – along the Cybina river course (before and after Malta Lake) and from Malta Lake (Fig. 1). Water was sampled five times in the growing season of 2012, every month from April to September, excluding July. Samples of water were placed in polypropylene bottles and acidified with nitric acid to obtain cation-exchangeable forms.

Plants were collected only from the lake area at the beginning and at the end of the growing season – in May and September. Common reed (*Phragmites australis* Cav. Trin ex. Steudel) and narrow-leaved cattail (*Typha angustifolia* L.) were chosen for heavy metal concentration investigations. Five plants of each species were selected, and divided into plant organs. In the case of *P. australis* three plant organs, rhizomes, stem and leaves, while from *T. angustifolia* rhizomes and leaves were collected.

The samples of analysed materials after collection were washed with distilled water (Milli-Q Academic System (non-TOC) – with the

exception of soils – and dried in an electric drier (SLW 53 STD, Pol-Eko) at $105 \pm 1^\circ\text{C}$ for 72 h (analysis of plant/soil dry weight). Dry samples were ground to a powder for 2 min in a laboratory cutting ball mill. The material as three representative samples (0.5 g each) was mineralized in a CEM Mars 5 Xpress microwave mineralization system (CEM, Matthews, NC) in a closed system (55 mL vessels) using 65% HNO_3 (5 mL) and 30% H_2O_2 (1 mL). Digestion of the plant materials was performed according to a microwave program composed of three stages: first stage – power 600 W, time 4 min, temperature 120°C ; second stage – power 600 W, time 5 min, temperature 200°C ; third stage – power 1200 W, time 6 min, temperature 200°C . Materials after digestion were filtered through 45 mm filters (Qualitative Filter Papers Whatman, Grade 595: 4-7 μm) and whole contents were made up to a final volume of 50 mL.

Analysis of contents of Pb and Cd in plant materials was conducted by flame atomic absorption spectrometry (FAAS), and in lake waters by electrothermal atomic absorption spectrometry (ETAAS) using an Agilent Technologies AA Duo – AA280FS/AA280Z spectrometer (Mulgrave, Victoria, Australia). All analyses used hollow-cathode lamps (HCL) (Varian and Perkin Elmer); lamps were used for one element. The results were validated by analyses of randomly selected samples by inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES) with a Vista MPX instrument (Varian), additionally the standard additions has been applying for the accuracy testing, the recoveries have been in the range 80-120%. The limits of determination were 0.1 mg kg^{-1} and 0.001 mg L^{-1} respectively for solid and water samples for both elements determined. Precision has been on the level 3% for FAAS and 1.5% for ETAAS.

The obtained results were the basis for evaluation of the degree of water and plant pollution. The contamination factor was calculated as follows:

$$C_{fi} = \frac{C^i}{C_{ni}} \quad (1)$$

where C^i is the mean concentration of substance in water, and C_{ni} is the reference level for the substance. The following criteria are used to describe the values of the contamination factor: $C_f^i < 1$, low contamination factor (LCF); $1 \leq C_f^i < 3$ moderate contamination factors (MCF); $3 \leq C_f^i < 6$, considerable

contamination factors (CCF); and $C_f^i \geq 6$, very high contamination factor (VHCF) (Zarei et al., 2014). The pollution load index (PLI) was calculated based on equation:

$$PLI = \frac{C_{fi}(1) \cdot C_{fi}(2) \cdot \dots \cdot C_{fi}(n)}{n} \quad (2)$$

where n is the number of metals and $C_{fi}(n)$ is the contamination factor analyzed metals. The following criteria are used to describe the values of the pollution load index: $PLI < 1$, no pollution (NP); $1 \leq PLI < 2$, moderate pollution (MP); $2 \leq PLI < 3$, heavy pollution (HP); and $PLI \geq 3$, extremely heavy pollution (EHP) (Banerjee and Gupta, 2012). The accumulation efficiency of analysed trace elements in plant organs was described using bioaccumulation factor (BAF) values calculated according to Cohen et al. (1998) as the ratio of a trace element concentration in individual plant (rhizomes, stems and leaves) organs and trace element concentrations in water. BAF values greater than 1 indicate accumulation, while those lower than one indicate a lack of accumulation. Additionally, in order to describe trace elements' transport from water to the plants, the translocation factor (TF) was calculated according to Yu & Zhou (2009). Wherein $TF > 1$ indicates that the plant translocates metals effectively.

Statistical analyses employed STATISTICA 9.1. Results were analyzed with factorial ANOVA, with period, site and plant species as fixed factors. Tukey's test was used to analyze the differences between measured parameters. For determination of structure and rules in the relations between variables, principal component analysis (PCA) was used. In this analysis, the orthogonal transformation of observed variables to a new set of non-correlated variables (components) is performed.

3. Results and discussion

Heavy metal concentration in water

Two-way ANOVA revealed a highly significant ($\alpha \leq 0.001$) effect of site and date of sampling on all measured heavy metal concentrations in water (Table 1).

Table 1. Two-way analysis of variance results (F test statistics and significance levels) of Cd and Pb concentrations in water and plant organs with period of measurement and site of measurement or period of measurement and plant organ fixed factors ($***\alpha \leq 0.001$; $**\alpha \leq 0.01$; $*\alpha \leq 0.05$; ns – not significant)

Tabela 1. Wyniki dwuczynnikowej analizy wariancji (statystyki testowe F i poziomy istotności) stężenia Cd i Pb w wodzie i organach roślin z okresem oraz miejscem pomiarowym albo okresem pomiarowym i organem rośliny jako czynnikami wpływającymi na badany parametr ($***\alpha \leq 0.001$; $**\alpha \leq 0.01$; $*\alpha \leq 0.05$; ns – nieistotne statystycznie)

Heavy metal	Term of measurement	Site of measurement	Interaction
Water concentrations			
Cd	74.3***	323.6***	4.9***
Pb	6.9***	1690.9***	1.5ns
Accumulation in plants			
	Term of measurement	Plant's organ	Interaction
<i>Phragmites australis</i>			
Cd	7.3*	169.7***	0.03ns
Pb	829.4***	2273.3***	177.8***
<i>Typha angustifolia</i>			
Cd	15.3**	339.3***	0.03ns
Pb	776.5***	5166.5***	147.2***

Cadmium concentrations did not reveal levels considering as polluted water, which is $0.2 \mu\text{l l}^{-1}$ (Samecka-Cymerma & Kampers 2001). The highest level was observed in April at the site located below Malta Lake, and did not reach a value of $0.15 \mu\text{l l}^{-1}$. Cadmium concentrations increased along the Cybina river's course. Moreover, a higher level of this element's concentration was noted at the beginning of the growing season and in July. The latter one was probably connected with human activity along Malta Lake. We can also observe that this increase was the highest in samples collected from the Malta reservoir.

Similar levels of Pb concentrations were recorded in samples collected from the Malta inflow and the lake itself during the whole sample collection period. However, similarly as in the case of Cd, an increase of Pb concentrations (although not statistically significant between measurement periods) was observed in July at these two sites. Three times higher Pb concentrations were noted in the stream below Malta Lake during the whole growing season. Moreover, we can again note higher levels during the July sampling time and elevated values in the last two

periods. The higher Pb concentration in water of Cybina river in Malta Lake outflow could be caused with Pb release from lake sediments, as well as from surface water flow of near roads and it is also another possible source from near located industry (Fig. 2). Similarly as in the case of cadmium, the level of Pb was very low, and at the last site did not even reach 1/5 of the value which is treated as polluted water (Samecka-Cymerman & Kampers 2001).

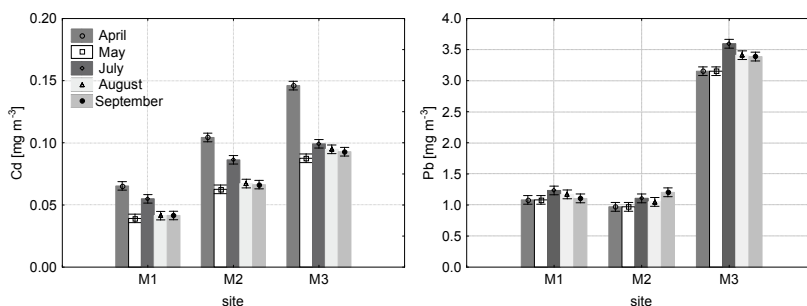


Fig. 2. Cd and Pb concentrations in water collected from three sites within five periods

Rys. 2. Stężenia kadmu i ołowiu w wodzie pobranej z trzech stanowisk pomiarowych w pięciu terminach

The contamination factor (C_{fi}) indicated a low level of contamination for cadmium during the whole season at all measurement points. In the case of lead a low level of C_{fi} was noted at the first two measurement points and an increase to a medium level was noted in the outflow of Malta Lake (Table 2).

The contamination factors of Cd and Pb were at relatively low levels in comparison to the industrial area of river water collected near to the industrial area of Kosovo (Ferati et al. 2015). The pollution load index was three times lower than that recorded by Ferati et al. (2015), although in both cases the pollution level was not reached. Higher levels of C_{fi} for Cd and Pb were also recorded in water collected from a coastal port area of Malaysia (Sany et al. 2013) and the Maharlu saline lake in Iran (Moore et al. 2009) in comparison to our results.

Table 2. Contamination factor of both measured trace elements and Pollution Load Index of water in measurement sites and terms

Tabela 2. Współczynnik zanieczyszczenia obu badanych pierwiastków śladowych oraz Indeks Ładunku Zanieczyszczeń w wodzie we wszystkich punktach i terminach badawczych

Month	site	Cd	Pb	Pollution load index (PLI)
April	M1	1.934 (LCF)	0.361 (LCF)	0.392 (NP)
May		1.934 (LCF)	0.361 (LCF)	0.235 (NP)
July		2.172 (LCF)	0.411 (LCF)	0.485 (NP)
August		2.053 (LCF)	0.390 (LCF)	0.302 (NP)
September		2.025 (LCF)	0.369 (LCF)	0.279 (NP)
April	M2	1.683 (LCF)	0.324 (LCF)	0.370 (NP)
May		1.683 (LCF)	0.324 (LCF)	0.222 (NP)
July		1.891 (LCF)	0.369 (LCF)	0.463 (NP)
August		1.787 (LCF)	0.350 (LCF)	0.290 (NP)
September		1.763 (LCF)	0.401 (LCF)	0.320 (NP)
April	M3	1.056 (LCF)	1.051 (MCF)	0.883 (NP)
May		1.056 (LCF)	1.051 (MCF)	0.530 (NP)
July		1.186 (LCF)	1.198 (MCF)	0.927 (NP)
August		1.121 (LCF)	1.137 (MCF)	0.698 (NP)
September		1.106 (LCF)	1.129 (MCF)	0.662 (NP)

Accumulation of trace elements in plant organs

Two-way ANOVA revealed a highly ($\alpha \leq 0.001$) significant effect of plant organ on concentrations of all elements in plants, similarly as the period of sampling, with the exception of cadmium (Table 1).

An increase of both elements during the growing season in all plant organs of both plant species was recorded. An increase of trace element concentrations in plant organs has previously been found by many authors in a constructed wetland (Vymazal et al. 2007) and in natural ecosystems (Drzewiecka et al. 2010, Duman et al. 2007). Cd accumulation in rhizomes was noted at a similar level for both plant species. Moreover, a comparable level of this element's translocation to above-ground plant organs was found. In the case of Pb, slightly higher accumulation was observed in *Typha angustifolia* rhizomes and leaves, and higher transport of this trace element was observed in this plant species (Fig. 3).

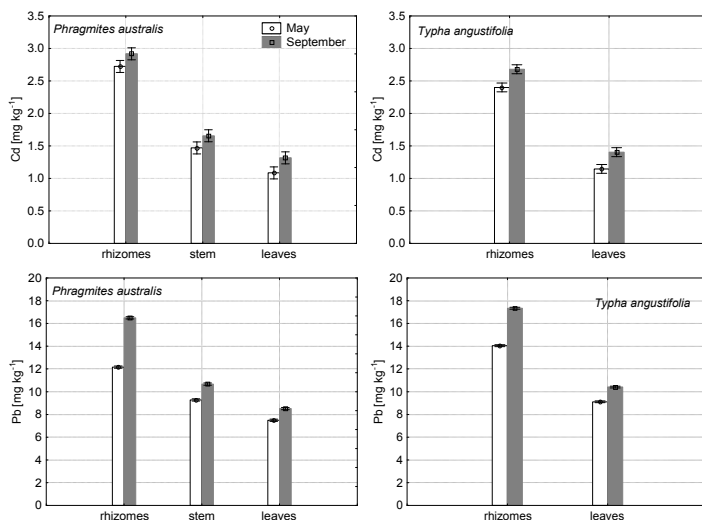


Fig. 3. Cd and Pb accumulation in *Phragmites australis* and *Typha angustifolia* organs collected from Malta Lake within two periods

Rys. 3. Poziom akumulacji Cd i Pb w organach *Phragmites australis* i *Typha angustifolia* zebranych z Jeziora Malta w dwóch terminach badawczych

Our results concerning higher concentrations of Pb and Cd in belowground plant organs are in agreement with many previous investigations conducted in constructed wetlands as well as in natural ecosystems with such plant species as *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea* (Vymazal et al. 2007), *T. angustifolia*, *Potamogeton pectinatus* (Demirezen & Askoy 2004), *Carex rostrata* (Stozl & Greger 2002), *Nuphar lutea* and *Potamogeton nodosus* (Mazej & Germ 2009), *Hydrocharis morsus-ranae* (Gałczyńska & Bednarz 2012), and *Ceratophyllum demersum* L. (Senze et al. 2009). On the other hand, some authors have recorded transport of Pb to the upper parts of plants, for example in *P.* (Liu et al. 2007, Peverly et al. 1995) and *Eriophorum angustifolium* (Stoltz & Greger 2002). The bioaccumulation factor for cadmium increase was also noted for growing season in all plant organs of both analysed species. In the case of Pb an increase of BAF was only recorded for rhizomes of *P. australis* (Table 3).

Table 3. Bioaccumulation factor (BAF) values for plant organs of *P. australis* and *T. angustifolia* from water in two measurement terms

Tabela 3. Wskaźnik bioakumulacji (BAF) pierwiastków pobranych z wody odniesione do organów roślin *P. australis* i *T. angustifolia* w dwóch terminach badawczych

Term of measurement	BAF values					
	Cd	Pb	Cd	Pb	Cd	Pb
<i>P. australis</i>						
	rhizomes		stems		leaves	
May	43.68	12.57	23.68	9.59	17.46	7.75
September	44.08	13.71	25.00	8.87	19.94	7.08
<i>T. angustifolia</i>						
	rhizomes		stems		leaves	
May	38.50	14.53	–	–	18.33	9.44
September	40.53	14.41	–	–	21.22	8.66

However, the highest translocation factor values were noted for *P. australis* from rhizomes to stems for Pb. Moreover, Pb revealed the highest level of translocation from rhizomes to leaves in both plant species (Table 4).

Table 4. Translocation factor (TF) values for plant organs

Tabela 4. Wartości wskaźnika translokacji (TF) dla organów roślin

Term of measurement	Plant organs	Translocation factors	
		Cd	Pb
<i>P. australis</i>			
May	rhizomes → stems	0.54	0.76
September		0.57	0.65
May	rhizomes → leaves	0.40	0.62
September		0.45	0.52
<i>T. angustifolia</i>			
May	rhizomes → leaves	0.48	0.65
September		0.52	0.65

Relations between parameters

A positive linear correlation was observed between water Cd and Pb content and plant organs of both species. However, for Pb these relations were highly statistically significant ($p \leq 0.001$) (Fig. 4). Anyway,

these relations suggest the positive role of chosen plant species in removing both elements from water. Our results are in agreement with investigation of Lewander et al. (1996), who found a positive relation between water heavy metal content and plant accumulation in a river. Usually, this relation is more evident for sediment in lakes (Weiss, & Weiss, 2004). However, in our case the sediment is moved every 4th year; hence more relevant information should be obtained from water heavy metal contents in relation to plant concentrations.

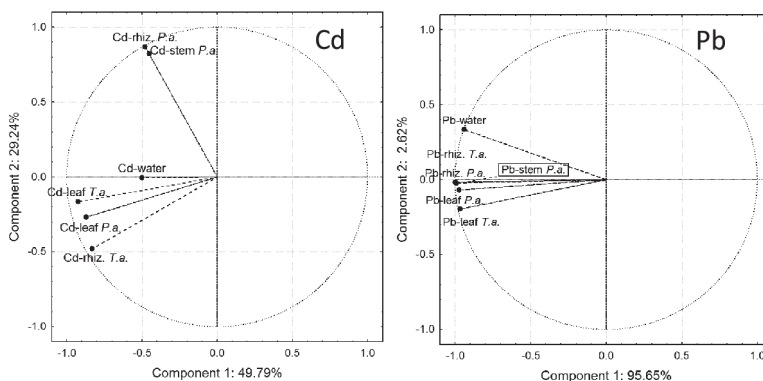


Fig. 4. Principal component analysis of Cd and Pb concentrations in plant organs and water (*Rhiz.* – rhizomes; *P.a.* – *P. australis*; *T.a.* – *T. angustifolia*)

Rys. 4. Analiza składowych głównych dla ołowiu i kadmu zakumulowanych w roślinach i wodzie

4. Conclusions

The levels of cadmium and lead were relatively low in water and in plant organs. Our investigations revealed an increase of Pb and Cd along the Cybina river. This was especially valid for Pb, which might suggest the effect of urban sources. There was also evidence for an increase of both elements during July, when a high number of tourists is usually recorded in this area. Moreover, higher concentrations of both elements were noted in belowground plant organs of both examined plant species, as well as accumulation during the growing season. This makes it possible to treat these species as good indicators of Pb and Cd contents in artificial lakes located in an urban area and possible heavy metal removers even when there are relatively low concentrations in water. Both

elements revealed a high level of BAF, especially Pb. Moreover, Pb revealed the higher translocation to upper parts of plants of both analysed species in comparison to Cd. Uptake and transport to upper parts of plants of both elements was positively correlated with water concentration.

References

- Banerjee, U., & Gupta, S. (2012). Source and distribution of lead, cadmium, iron and manganese in the river Damodar near Asansol Industrial Area, West Bengal, India. *International Journal of Environmental Sciences*, doi:10.6088/ijes.00202030038.
- Birch, L., Hanselmann, K.W., Bachofen, R. (1996). Heavy metal conservation in Lake Cadango sediments: historical records of anthropogenic emissions in a meromictic alpine lake. *Water Res.*, 30, 679-687.
- Bogucki, J. & Staniewska-Zątek, W. (1996). *Warunki do rekreacji mieszkańców miasta Poznania*. W: Środowisko Naturalne miasta Poznania. Cz. 1. Red. J. May S. Stelmasiak L. Kurek I. Ludwiczak M. Niezborala. Poznań: Total - Druk, 155-173.
- Bragato, C., Brix, H., Malagoli, M. (2006) Accumulation of nutrients and heavy metals in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel and *Bolboschoenus Maritimus* (L.) Palla in a constructed wetland of the Venice lagoon watershed. *Environmental Pollution*, 144(3), 967-975.
- Cohen, C.K., Fox, T.C., Garvin, D.F., Kochian, L.V. (1998). The role of iron-deficiency stress responses in stimulating heavy-metal transport in plants. *Plant Physiol.*, 116, 1063-1072.
- Cooper, P. F. & Green, M. B. (1995). Reed bed treatment system for sewage treatment in the UK – the first 10 years experience (eds Kadlec R.H. & Brix H.). *Water Science & Technology*, 32(3), 317-327.
- Czarnecka, H. (RED.) (2005). Atlas Podziału Hydrograficznego Polski. Warszawa: IMGW.
- Demirezen, D., Aksoy, A. (2004). Accumulation of heavy metals in *Typha angustifolia* (L.) and *Potamogeton pectinatus* (L.) living in Sultan Marsh (Kayseri, Turkey). *Chemosphere*, 56, 685-696.
- Drzewiecka, K., Borowiak, K., Mleczek, M., Zawada, I., Goliński, P. (2010). Cadmium and lead accumulation in two littoral plants of five lakes of Poznan City, Poland. *Acta Biologica Cracoviensia series Botanica*, 52(2), 59-68.
- Duman, F., Cicek, M., Sezen, G. (2007). Seasonal changes of metal accumulation and distribution in common reed club rush (*Schoenoplectus lacustris*) and common reed (I). *Ecotoxicology*, 16, 457-465.

- Fediuc, E. & Erdei, L. (2002). Physiological and biochemical aspects of cadmium toxicity and protective mechanisms induced in *Phragmites australis* and *Typha latifolia*. *J. Plant Physiol.*, 159(3), 256-271.
- Ferati, F., Kerolli-Mustafa, M., Kraja-Ylli, A. (2015). Assessment of heavy metal contamination in water and sediments of Trepça and Sitnica rivers, Kosovo, using pollution indicators and multivariate cluster analysis. *Environmental Monitoring Assessment*, 187, 338.
- Galczyńska, M. & Bednarz, K. (2012). Influence of water contamination on the accumulation of some metals in *Hydrocharis morsus-ranae* L. *J. Elem.*, 17(1), 31-41.
- Kondracki, J. (2009). Geografia regionalna Polski. Warszawa: PWN.
- Lewander, M., Greger, M., Kautsky, L., Szarek, E. (1996). Macrophytes as indicators of bioavailable Cd, Pb and Zn flow in the river Przemsza, Katowice Region. *Applied Geochemistry*, 11, 169-173.
- Liu, J., Dong, Y., Xu, H., Wang, D., Xu, J. (2007). Accumulation of Cd, Pb and Zn by 19 wetland plant species in constructed wetland. *Journal of Hazardous Materials*, 147, 947-953.
- Maluśkiewicz, P. (2000). Poznań – Malta. Poznań: Wyd. Miejskie.
- Mazej, Z. & Germ, M. (2009). Trace element accumulation and distribution in four aquatic macrophytes. *Chemosphere*, 74, 642-647.
- Moore, F., Forghani, G., Qishlaqi, A. (2009). Assessment of heavy metal contamination in water and surface sediments of the Maharlu Saline Lake, SW Iran. *Iranian Journal of Science and Technology, Transaction A*, 33, 43-53.
- Peverly, J. H., Surface, J. M., Wang, T. (1995). Growth and trace metal absorption by *Phragmites australis* in wetlands constructed for landfill leachate treatment. *Ecological Engineering*, 5, 21-35.
- Samecka-Cymerman, A. & Kampers, A. J. (2001). Concentrations of heavy metals in plants and plant nutrients in water, sediments and aquatic macrophytes of anthropogenic lakes (former open cut brown coal mines) differing in stage of acidification. *Science of the Total Environment*, 281, 87-98.
- Sany, S. B. T., Salleh, A., Sulaiman, A. H., Sasekumar, A., Rezayi, M., Tehrani, G. M. (2013). Heavy metal contamination in water and sediment of the Port Klang coastal area, Selangor, Malaysia. *Environmental Earth Sciences*, 69(6), 2013-2025.
- Sawidis, T., Chettri, M. K., Papaionnou, A., Zachariadis, G., Stratis, J. (2001). A study of metal distribution from lignite fuels using tress as biological monitors. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 48, 27-35.
- Senze, M., Kowalska-Górska, M., Pokorny, P. (2009). Metals in chosen aquatic plants in a lowland dam reservoir. *J. Elem.*, 14(1), 147-156.

- Stoltz, E. & Greger, M. (2002). Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings. *Environmental and Experimental Botany*, 47, 271-280.
- Vymazal, J., Švehla, J., Kröpfelová, L., Chrasntý, V. (2007). Trace metals in *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* growing in constructed and natural wetlands. *Science of the Total Environment*, 380, 154-162.
- Weiss, J. S. & Weiss, P. (2004). Metal uptake, transport and release by wetland plants: Implications for phytoremediation and restoration. *Environ. Int.*, 30(5), 685-700.
- Yu, Z. & Zhou, Q. (2009). Growth responses and cadmium accumulation of *Mirabilis jalapa* L. under interaction between cadmium and phosphorus. *J Hazard Mater.*, 167, 38-43.
- Zarei, I., Pourkhabbaz, A., Khuzestani, R. B. (2014). An assessment of metal contamination risk in sediments of Hara Biosphere Reserve, southern Iran with a focus on application of pollution indicators. *Environ Monit. Assess.*, 186, 6047-6060.

Akumulacja kadmu i ołowiu w wodzie i makrofitach w sztucznym zbiorniku wodnym

Streszczenie

Celem przeprowadzonych badań była ocena poziomu stężenia kadmu i ołowiu w wodzie i roślinach jeziora Malta oraz na jego dopływie i odpływie. Badano dwa gatunki roślin (trzcina pospolita, palka wąskolistna) jako potencjalne wskaźniki albo akumulatory pierwiastków śladowych w zbiorniku wodnym zlokalizowanym na terenie miejskim. Wyższe stężenia kadmu zanotowano w jeziorze oraz w rzece poniżej jeziora zwłaszcza w kwietniu. Natomiast w przypadku ołowiu wyższe stężenia tego pierwiastka notowano w rzece poniżej jeziora, co spowodowane mogłoby być uwalnianiem ołowiu z osadów dennych oraz z dopływu ze szlaków komunikacyjnych i terenów produkcyjnych położonych w dolnej części jeziora. Współczynnik zanieczyszczenia wykazał niski lub średni poziom dla obu badanych pierwiastków. Wykazano akumulację obu pierwiastków we wszystkich organach obu gatunków roślin w ciągu sezonu wegetacyjnego. Wyższe poziomy stwierdzono w organach podziemnych roślin, co może sugerować, że ich źródłem jest głównie woda. Wskaźnik translokacji informuje jednak, że ołów był w większych ilościach transportowany do części nadziemnych niż kadm.

Abstract

The aim of the present study was to evaluate Cd and Pb concentrations in water and plants of Malta Lake and its inflow and outflow. We evaluated two water plant species (common reed, narrow-leaved cattail) as potential indicators or accumulators of trace elements in water reservoirs in city areas. Higher cadmium concentration was noted in the lake and lake outflow, especially in April. While in the case of lead higher concentrations were recorded in the river on the lake outflow, which can be caused by lead release from lake sediments and water surface flow roads and industry area located nearby the lake. The contamination factor indicated a low or medium level for both elements. Accumulation of both heavy metals in plant materials was observed during the growing season in all plant organs. Higher levels of both heavy metals were noted for below-ground organs, which may suggest water as a main source of these elements. However, the translocation factor indicated that Pb were transported in the highest amounts to the above-ground parts of plants.

Słowa kluczowe:

Jeziro Malta, kadm, ołów, rośliny wodne

Keywords:

Malta Lake, cadmium, lead, water plants



Potencjał produkcji biogazu z odpadów we wrocławskim Ogrodzie Zoologicznym

Anna Dębska^{}, Sebastian Koziółek^{**}, Jerzy Bieniek^{*},
Andrzej Białowiec^{*}*

^{}Uniwersytet Przyrodniczy, Wrocław*

*^{**}Politechnika Wroclawska*

1. Wprowadzenie

Nowoczesne ogrody zoologiczne są czymś więcej niż tylko me-
nażeriami. Podejmują wysiłek w zakresie ochrony zasobów naturalnych
i bioróżnorodności. Są także miejscem badań i edukacji. Światowa orga-
nizacja ogrodów zoologicznych i akwariów wskazuje, iż każdego roku
około 700 mln ludzi odwiedza ogrody zoologiczne, co stanowi 11%
światowej populacji.

Negatywnym aspektem funkcjonowania zróżnicowanych i kom-
pleksowych habitatów jest wysokie zapotrzebowanie energii, wody i in-
nych zasobów. Przykładem obiektów o wysokim zużyciu energii są po-
mieszczenia, w których panują tropikalne warunki przez cały rok. Nie-
mniej jednak, każdy ogród zoologiczny posiada własną specyfikę, co
w konsekwencji prowadzi do zróżnicowania w zużyciu zasobów pomiędzy
ogrodami zoologicznymi. Analizy wykonane dla ogrodów w Niemczech,
Austrii i Szwajcarii wskazują na szeroki zakres konsumpcji energii w od-
niesieniu do jednostkowej powierzchni ogrodu lub jednego zwierzęcia
(Kusch 2012a, Simon 2010). Według tych danych zapotrzebowanie na
energię elektryczną ($n = 11$) wynosi od 0,52 do 26,32 kWh/(m²a), ze śred-
nią wartością 7,42 kWh/(m²a). W odniesieniu do zwierzęcia konsumpcja
prądu mieści się w zakresie od 26,13 do 1978,38 kWh/(zwierz. a), ze śred-
nią wartością 553,09 kWh/(zwierz. a). Zapotrzebowanie na ciepło ($n = 12$)
mieści się w zakresie od 0,31 do 95,45 kWh/(m²a), ze średnią wartością

19,43 kWh/(m²·a), a w przeliczeniu na zwierzę od 36,29 do 2445,95 kWh/(zwierz. a), ze średnią wartością 1012,23 kWh/(zwierz. a).

Innym z oddziaływań ogrodów zoologicznych na środowisko są wytwarzane w nich odpady. Odpady te dzielą się na cztery kategorie: odchody zwierząt, odpady z pielęgnacji terenów zielonych, odpady gastronomiczne oraz odpady wytworzone przez zwiedzających. Ze względu na organiczny charakter tych odpadów jednym z pożądaných kierunków ich zagospodarowania jest wykorzystanie energetyczne. Wytworzona energia może być użyta na potrzeby zoo. Wykorzystanie powstającej na terenie ogrodu biomasy oraz generowanych przez zwiedzających odpadów, stanowi wytworzenie i wykorzystanie na potrzeby ogrodu energii ze źródeł odnawialnych. Dodatkową korzyścią jest silna edukacyjna misja dotycząca zagospodarowania biomasy, odpadów, wytwarzania energii ze źródeł odnawialnych, zrównoważonego rozwoju, która skierowana jest do szerokich grup społecznych, osób w różnym wieku. Samo użycie biomasy do wytwarzania energii ze źródła odnawialnego jest znane od lat, niemniej jednak ze względu na bardzo niską eksplorację naukową oraz inżynierską problematyka zagospodarowania biomasy odpadowej z ogrodów zoologicznych otwiera nowe obszary dla innowacji i wdrożeń. Przykładowo, w ogrodzie zoologicznym w Denver (USA) wytworzone z odchodów zwierzęcych oraz odpadów wytwarzanych przez zwiedzających pelety poddawane są zgazowaniu. Najczęściej odpadowa biomasa w ogrodach zoologicznych jest kompostowana lub też przekazywana zewnętrznemu podmiotowi do zagospodarowania, jak to ma miejsce obecnie w Ogrodzie Zoologicznym we Wrocławiu.

Ze względu na to, iż wytwarzane na terenie zoo odpady mają charakter organiczny oraz, iż są one podatne na rozkład biologiczny, możliwe jest wytwarzanie z nich biogazu, który dalej może być wykorzystany jako źródło energii elektrycznej, ciepła czy jako paliwo w pojazdach poruszających się po ogrodzie (Simon 2010, Kusch 2012a, Klasson i Nghiem 2003). Beztlenowe przetwarzanie biomasy i odpadów z energetycznym wykorzystaniem biogazu zastosowano w ogrodach zoologicznych w Monachium, Heidelbergu, Toronto, czy też w Johannesburgu (Kusch, 2012b). Kusch (2012b) wskazuje także, iż oprócz ekonomicznych aspektów poprawy efektywności energetycznej ogrodu zoologicznego, występują dodatkowe dwie korzyści związane z energetycznym wykorzystaniem biomasy i odpadów powstających w zoo: wytworzenie pozytywnego wizerunku ogrodu zoologicznego, jako obiektu o niskim

oddziaływaniu na środowisko, wypełnienie misji edukacyjnej poprzez przybliżenie informacji o możliwości pozyskiwaniu energii ze źródeł odnawialnych i umożliwienie zwiedzającym zapoznania się z instalacją. Z tego względu podjęto prace badawczo-rozwojowe, których celem jest zaprojektowanie i skonstruowanie mikrobiogazowni zasilanej odpadami wytwarzanymi na terenie Ogrodu Zoologicznego we Wrocławiu. W niniejszym artykule zaprezentowano szacunki możliwej do wytworzenia ilości biogazu, w oparciu o własne badania potencjału produkcji biogazu z odchodów różnych gatunków zwierząt oraz dane ilościowe wytwarzanych odpadów we wrocławskim Ogrodzie Zoologicznym.

2. Materiały i metody

2.1. Opis obiektu badań

We wrocławskim Ogrodzie Zoologicznym odpadową biomasę stanowią głównie odchody zwierząt. Ze względu na odmienną charakterystykę, odchody zwierząt roślinożernych i mięsożernych są zbierane oddzielnie. Dodatkowym strumieniem biomasy w ogrodach zoologicznych są pozostałości pożywienia zwierząt, ściółka, odpady zielone, odpady z restauracji, odpady ze zbiorników bezodpływowych oraz odpady opakowań i odpady komunalne. W Ogrodzie Zoologicznym we Wrocławiu biomasa odchodów zwierzęcych pochodzi od ssaków i ptaków. Odchody od pozostałych zwierząt, ze względu na niewielkie ilości odprowadzane są do kanalizacji miejskiej. Odchody zwierząt dużych zmieszane z resztkami siana i słomy w ilości ok 350 Mg rocznie trafiają na specjalną płytę gnojową, skąd obecnie wywożone są sukcesywnie przez podwrocławskich rolników na ich pola. Odchody pozostałych zwierząt ze ścięciami z wybiegów – resztkami karmy, piórami, piaskiem, korą itp. trafiają do kontenerów i wywożone są przez zewnętrzny podmiot gospodarczy jako odpady zmieszane.

Wrocławskie ZOO zajmuje powierzchnię 33 ha. Z tego 1/3 zajmują pawilony i utwardzone alejki oraz stawy i baseny. Pozostała powierzchnia to tereny zielone – część z nich to wybiegi zwierząt a część to klomby i trawniki. Odpady zielone – trawa z trawników, liście (ok. 200 Mg rocznie) trafiają na płytę kompostową na zapleczu zoo, skąd po kilku latach w formie próchnicy trafiają na tereny zielone zoo. Resztki gałęzi są zrąbkowane i trafiają na wybiegi zwierząt jako ściółka albo wy-

sypywane są na alejki, bądź pod rośliny. Występuje nierównomierność w produkcji biomasy w ciągu roku. 350 Mg stanowi obornik (odchody zwierząt kopytnych zmieszane ze słomą, sianem i trocinami). Produkowany jest on przez cały rok, ale w miesiącach letnich – od połowy maja do połowy września, gdy zwierzęta większość czasu spędzają na wybiegach, ze względu na jego ususzanie jest go mniej – ok. 50 Mg. Natomiast pozostałe 300 Mg produkowane jest poza sezonem letnim. Liście, zeschła trawa itp. gromadzone są w ilości około 150 Mg głównie w miesiącach jesiennych (X-XII). Natomiast skoszona trawa i resztki z ogrodnictwa w miesiącach V-VII oraz X-XI w ilości ok. 50 Mg. Szacuje się także, że w odpadkach z innych działów zoo (ptaki, małpy, małe ssaki terrarium, zwierzęta drapieżne) oraz w odpadkach z barów jest ok 50% odpadów biologicznych (odchody zwierząt zmieszane z korą, trocinami, torfem, sianem itp. ściółką, resztki karmy, odpadki z kuchni). Te odpady zmieszane są z pozostałymi odpadami nieorganicznymi (piasek) i łącznie rocznie jest ich ok 260 Mg (Białowiec i Koziółek, 2014).

Zródłem odpadów komunalnych jest 160 pracowników ogrodu oraz około milion zwiedzających w ciągu każdego roku. Odpady komunalne są wyrzucane bez segregacji przez zwiedzających do pojemników rozstawionych na terenie zoo. Pojemniki opróżniane są codziennie, a następnie wstępnie segregowane przez pracowników zoo, na opakowania, które trafiają do prasokontenera oraz odpady zmieszane. Oba rodzaje są odbierane przez zewnętrzne podmioty gospodarcze. Łączna masa odpadów komunalnych powstających na terenie zoo to 130 Mg/rok. W zoo zlokalizowanych jest 5 dużych lokali gastronomicznych (dwa z nich prowadzą działalność całoroczną). Oprócz tego w sezonie letnim działa kilka lodziarni a w kilku punktach rozstawione są całoroczne automaty sprzedające napoje w kubkach, puszkach, bądź w butelkach oraz słodycze. Wszelkie odpady z tych miejsc – w tym resztki kuchenne trafiają do kontenerów jako odpady zmieszane. Oddzielane są tylko opakowania objętościowe, które trafiają do prasokontenera.

Wrocławski Ogród Zoologiczny w roku 2013 zużył 1700 MWh energii elektrycznej oraz 16800 GJ ciepła (4666,67 MWh). W przeliczeniu na powierzchnię 33 ha odpowiada to 5,15 kWh/(m²·a) energii elektrycznej i 14,14 kWh/(m²·a) ciepła. Dane te wskazują, iż zużycie prądu i ciepła w 2013 roku we Wrocławskim ZOO nie przekroczyło średnich wartości dla ogrodów niemieckich, austriackich i szwajcarskich. We

wrocławskim Ogrodzie Zoologicznym znajduje się 4091 sztuk zwierząt. Zużycie prądu w przeliczeniu na zwierzę wyniosło w 2013 roku 405,5 kWh/(zwierz. a), a ciepła 1140,7 kWh/(zwierz. a). Wartości te zbliżone są do wartości średnich zużycia prądu i ciepła w ogrodach niemieckich, austriackich i szwajcarskich (Kusch 2012a, Simon 2010).

2.2. Badania potencjału produkcji biogazu z odchodów zwierząt z wrocławskiego Ogrodu Zoologicznego

Przeprowadzono badania potencjału produkcji biogazu z odchodów zwierząt z Wrocławskiego Ogrodu Zoologicznego. Próbkę, które zostały wykorzystane do doświadczenia pochodziły od trzech gatunków zwierząt roślinożernych: słonia, nosorożca i tapira, trzech gatunków mięsożernych i jednego gatunku zwierząt wszystkożernych: niedźwiedź. Badaniom poddano także odchody pochodzące z woiher psasich.

W pierwszej kolejności pobrane próbki odchodów poddano anali-zom właściwości podstawowych:

- suchej masy,
- suchej masy organicznej.

Analizy wykonano zgodnie z PN-93/Z-15008/02

Potencjał produkcji biogazu wykonano z wykorzystaniem metody DIN 38 414-S8. Do zaszczeplenia odchodów zwierzęcych został użyty przefermentowany osad, pochodzący z oczyszczalni ścieków w Jastrzębiu Zdroju. Zaszczepka nie posiadała inhibitorów (tab. 1)

Biogaz wytwarzano metodą fermentacji metanowej, w warunkach mezofilowych w temperaturze 37,5°C, a czas zatrzymania odchodów w reaktorze HRT mieścił się w zakresie od 35 do 38 dni (do uzyskania 90% odgazowania). Pomiaru wykonano w 6 powtórzeniach. Fermentory były ogrzewane poprzez płaszcz wodny. Fermentory zostały przedmu-chane azotem, w celu usunięcia powietrza. Na górną część butli nałożono rurkę eudiometru. Od tego momentu dokonywano pomiarów ilościowych i jakościowych wytwarzanego biogazu.

Za każdym razem przed przystąpieniem do odczytu objętości ga-zu na skali eudiometru, mieszana była zawartość butli, ruchami kołowymi. Oprócz objętości gazu, za pomocą analizatora GA 2000 firmy Geo-tech mierzono również jego skład. Analizowano zawartość w biogazie następujących składników: CH₄, CO₂, O₂, N₂, H₂S, NH₃

Tabela 1. Zestawienie ilości substratu i zaszczepki użytej w badaniu z uwzględnieniem liczby powtórzeń n (w każdym z powtórzeń przypisanych do nastawy I lub II zastosowana tą sama proporcje pomiędzy substratami).

Table 1. Presentation of amounts of substrates, and inoculum used in experiments including number of repetitions n (in each set of the experiment I, and II the same proportion between substrate and inoculum were used).

Zwierzę	I nastawa (n = 3)		II nastawa (n = 3)	
	Substrat [g]	Zaszczepka [g]	Substrat [g]	Zaszczepka [g]
Lew angolski	55	345	70	330
Wilk	45	355	50	350
Tygrys sumatrzański	45	355	75	325
Słoń indyjski	50	350	50	350
Nosorożec indyjski	60	340	80	320
Tapir anta	140	250	180	220
Niedźwiedź brunatny	70	330	80	340
Ptaki	35	365	40	360

W początkowym okresie, objętość gazu była odczytywana codziennie. Wraz ze zmniejszeniem się intensywności wytwarzania biogazu, odczyty były wykonywane co trzy dni. W trakcie badań rejestrowano temperaturę i ciśnienie otoczenia, dzięki czemu znormalizowano uzyskane wyniki produkcji biogazu.

Przeprowadzono modelowanie przebiegu produkcji biogazu. Wyznaczono potencjał produkcji biogazu, przy założonym poziomie istotności ($p < 0,05$). Do wyznaczenia potencjału produkcji biogazu zastosowano równanie pierwszego rzędu, zakładając, że szybkość reakcji jest wprost proporcjonalna do zawartości frakcji biologicznie rozkładalnych oraz, że produkcja biogazu jest wynikiem asymilacji węgla organicznego przez mikroorganizmy (Czurejno i Gaj 2005, Gaj i Cybulska 2002a, Gaj i Cybulska 2002b). Potencjał produkcji biogazu B_0 wyznaczono zgodnie z równaniem:

$$B_t = B_0 \cdot (1 - e^{-k \cdot t})$$

gdzie:

B_t – ilość biogazu wyprodukowana z jednostki masy odpadów po czasie t [$\text{dm}^3/\text{kg s.m.o.}$],

B_0 – potencjalna produkcja biogazu z jednostki masy odpadów [$\text{dm}^3/\text{kg s.m.o.}$],

k – stała szybkości produkcji biogazu [d^{-1}],

t – czas [d].

Estymację parametrów kinetycznych wykonano z zastosowaniem metody regresji nieliniowej, w której stopień wyjaśnienia dopasowania funkcji do danych testowano poprzez oszacowanie współczynnika determinacji R^2 . Estymację parametrów kinetycznych wykonano z wykorzystaniem oprogramowania Statistica 10 (tab. 2).

Tabela 2. Średnie (\pm odchylenie standardowe) parametry kinetyczne produkcji biogazu, dla $n = 6$, przy danym współczynniku determinacji R^2

Table 2. Mean values \pm standard deviation) of kinetic parameters of biogas production, for $n = 6$, and with estimated determination coefficient R^2

Zwierzę	Parametry kinetyczne		
	Potencjał produkcji biogazu [dm ³ /kg s.m.o.]	Stała szybkości reakcji k [h ⁻¹]	Współczynnik determinacji R^2
Lew angolski	402,4 \pm 148,5	0,132 \pm 0,047	0,996 \pm 0,002
Wilk	345,8 \pm 149,0	0,163 \pm 0,060	0,993 \pm 0,003
Tygrys sumatrzański	301,6 \pm 141,56	0,158 \pm 0,073	0,995 \pm 0,002
Słoń indyjski	491,5 \pm 34,9	0,060 \pm 0,006	0,997 \pm 0,001
Nosorożec indyjski	560,7 \pm 139,1	0,045 \pm 0,018	0,994 \pm 0,003
Tapir anta	480,5 \pm 65,6	0,060 \pm 0,10	0,993 \pm 0,003
Niedźwiedź brunatny	556,7 \pm 86,4	0,222 \pm 0,362	0,981 \pm 0,011
Ptaki	247,1 \pm 178,8	0,223 \pm 0,065	0,995 \pm 0,001

3. Wyniki i dyskusja

3.1. Podstawowa charakterystyka odchodów zwierząt z ogrodu zoologicznego

Wśród zwierząt mięsożernych odchody wilka charakteryzowały się najwyższą procentową zawartością suchej masy, ale także najmniejszym udziałem suchej masy organicznej. Odchody lwa angolskiego odznaczają się natomiast najniższą zawartością suchej masy. Najwyższą zawartość materii organicznej zanotowano w odchodach tygrysa sumatrzańskiego (tab. 3).

Zaobserwowano różnicę w suchej masie w odchodach zwierząt roślinożernych w porównaniu do mięsożernych. Odchody zwierząt mięsożernych były mniej wilgotne, jednakże odchody zwierząt roślinożernych charakteryzowały się wyższą zawartością materii organicznej. Badania wykazały, iż odchody niedźwiedzia posiadały bardzo niską zawartość suchej masy, przy jednoczesnym wysokim udziale materii organicz-

nej w suchej masie. W przypadku ptaków zaobserwowano, odwrotnie niż u niedźwiedzia, wysoki udział suchej masy, przy jednocześnie niskiej zawartości materii organicznej (tab. 3).

Tabela 3. Podstawowe właściwości odchodów zwierząt z wrocławskiego Ogrodu Zoologicznego – podano wartości średnie oraz odchylenia standardowe \pm dla liczby powtórzeń $n = 6$

Table 3. The basic characteristics of animal manure from Wrocław Zoological Garden – the mean values and standard deviations \pm for number of repetitions $n = 6$ have been given

Zwierzę	Sucha masa [%]	Średnia sucha masa odchodów [%]	Sucha masa organiczna [% s.m.]	Średnia sucha masa organiczna odchodów z poszczególnych grup zwierząt [% s.m.]
Lew angolski	43,7 \pm 0,6	49,4 \pm 7,0	29,8 \pm 0,9	29,7 \pm 5,4
Wilk	57,2 \pm 0,8		24,3 \pm 0,6	
Tygrys sumatrzeński	47,4 \pm 1,1		35 \pm 0,9	
Słoń indyjski	22,4 \pm 0,7	23,1 \pm 0,6	52,1 \pm 0,8	53,7 \pm 2,4
Nosorożec indyjski	23,4 \pm 2,3		56,4 \pm 1,7	
Tapir anta	23,4 \pm 2,1		52,5 \pm 1,8	
Niedźwiedź brunatny	11,3 \pm 4,2	11,3 \pm 4,2	87,3 \pm 3,2	87,3 \pm 3,2
Ptaki	79,7 \pm 4,1	79,7 \pm 4,1	25,4 \pm 4,2	25,4 \pm 4,2

3.2. Potencjał produkcji biogazu z odchodów zwierząt z ogrodu zoologicznego

Potencjał produkcji biogazu mieścił się w zakresie od 247,1 do 560,7 dm³/kg s.m.o., przy czym najwyższą wartość zanotowano w przypadku nosorożca i niedźwiedzia, a najniższą ptaków (tab. 2). Potencjał produkcji biogazu zwierząt mięsożernych był podobny i mieścił się w zakresie od 301,6 do 402,4 dm³/kg s.m.o. W przypadku zwierząt roślinożernych ilość wytworzonego biogazu zmieniała się w zakresie od 480,5 do 560,7 dm³/kg s.m.o. (tab. 2).

Badania wykazały, iż w przeliczeniu na mokrą masę, najwyższym potencjałem produkcji biogazu charakteryzowały się odchody zwierząt roślinożernych, z których średni potencjał produkcji biogazu wyniósł 63,5 dm³/kg m.m. (tab. 4). Średnia ważona potencjału produkcji biogazu z odchodów od wszystkich zwierząt oszacowana została na poziomie

60,4 dm³/kg m.m. Wartość ta wykorzystana została do szacowania całkowitego potencjału produkcji biogazu we Wrocławskim Ogrodzie Zoologicznym.

Tabela 4. Średni (± odchylenie standardowe) potencjał produkcji biogazu w przeliczeniu na suchą masę organiczną i mokra masę

Table 4. The mean potential of biogas production on dry organic matter, and on wet matter

Zwierzę	Średni potencjał produkcji biogazu dla grup zwierząt [dm ³ /kg s.m.o.]	Średni potencjał produkcji biogazu dla grup zwierząt [dm ³ /kg m.m.]	Szacunkowy udział masy odchodów od poszczególnych grup zwierząt w ogólnej masie odchodów [%]
Lew angolski	350±50,5	50,2±2,2	Mięsożerne 15%
Wilk			
Tygrys sumatrzański			
Słoń indyjski	510,9±43,5	63,5±9,2	Roślinożerne 75%
Nosorożec indyjski			
Tapir anta			
Niedźwiedź brunatny	556,7±86,4	54,9±6,3	Wszystkożerne 5%
Ptaki	247,1±178,8	50,0±4,8	Ptaki 5%
Średnia arytmetyczna	423,3±218,9	55,7±6,3	–
Średnia ważona	475,9	60,4	–

3.3. Potencjał produkcji biogazu z innych rodzajów odpadów powstających w ogrodach zoologicznych

Do szacowania potencjału produkcji biogazu z odpadów zielonych oraz odpadów gastronomicznych wykorzystano dane dostępne w literaturze. Na terenie ogrodów zoologicznych powstają odpady zielone z pielęgnacji zieleni, ogrodów. Produkcja biogazu z odpadów zielonych stanowi około 490 m³/Mg suchej masy organicznej, co przy średniej wilgotności tych odpadów na poziomie 77% i zawartości materii organicznej wynoszącej 88% suchej masy, ilość możliwego do uzyskania biogazu wynosi około 99 dm³/kg mokrej odpadów zielonych (Agrobiogas 2007S2010).

Kolejnym istotnym źródłem odpadów powstających na terenie ogrodów zoologicznych, mogących stanowić wsad do biogazowni są odpady spożywcze wytwarzane w restauracjach. Ich potencjał produkcji biogazu jest wysoki i wynosi 530 dm³/kg suchej masy organicznej, co przy średniej wilgotności tych odpadów na poziomie 81% i zawartości

materii organicznej wynoszącej 72% suchej masy, ilość możliwego do uzyskania biogazu wynosi około 73 dm³/kg mokrej odpadów żywnościowych (Agrobiogas 2007S2010).

4. Potencjał produkcji biogazu we wrocławskim Ogrodzie Zoologicznym

Ze względu na dużą różnorodność biomasy i odpadów z ogrodu zoologicznego proces fermentacji będzie miał charakter ko-fermentacji, tj. wspólnego przetwarzania biologicznego materiałów o różnej charakterystyce fizycznej i chemicznej. Składnikami będą trzy rodzaje materiałów:

- 350 Mg odchodów zwierzęcych (43,2% całości),
- 200 Mg odpadów zielonych (24,7% całości),
- 260 Mg odpadów żywnościowych i innych bioodpadów (32,1% całości).

Łącznie przetwarzanych będzie 810 Mg/rok.

Przyjmując zatem średnią produkcję biogazu z odchodów zwierzęcych na poziomie 60,4 m³/Mg mokrej masy wsadu (tab. 3), z odpadów zielonych 99 m³/Mg mokrej masy wsadu i odpadów spożywczych na poziomie 73 m³/Mg mokrej masy wsadu wyliczono średnią ważoną produkcję biogazu 74,0 m³/Mg mokrej masy wsadu. Roczna produkcja biogazu wyniesie zatem 59940 m³/rok. Przy założeniu 8000 godzin pracy biogazowni w ciągu roku, oraz udziale metanu w biogazie na poziomie średnim 55% daje to produkcję godzinową metanu na poziomie 4,1 m³/h. Przy założonej kaloryczności metanu na poziomie 35,7 MJ/m³ energia zawarta w biogazie wynosi około 147 MJ, co odpowiada 40,9 kWh. Przy założonej sprawności urządzenia zamieniającego energię chemiczną na prąd elektryczny 30% możliwy do wyprodukowania prąd wynosi 12,3 kWh. Wprowadzenie układu kogeneracyjnego umożliwi także uzyskanie około 50% ciepła, co stanowi 20,5 kWh. Łącznie w ciągu roku możliwe jest wyprodukowanie 98,4 MWh energii elektrycznej i 590,4 GJ ciepła. Zauważyć należy, iż powyższe szacunki oparte są na założeniu, iż produkcja biogazu stanowić będzie wypadkową, średnią ważoną, potencjałów produkcji biogazu z poszczególnych rodzajów odchodów. W rzeczywistości produkcja biogazu uzyskana po zmieszaniu wszystkich rodzajów odchodów w podobnych proporcjach może być inna, ze względu

na potencjalne korzystne i niekorzystne oddziaływania zawartych w odchodach komponentów. Z tego względu, oraz ze względu na nieznaną jak dotąd wpływ takich parametrów jak stosunek C/N, kwasowość, zasadowość, zawartość lotnych kwasów tłuszczowych, odczyn konieczna jest kontynuacja podjętych badań zarówno w reaktorach wsadowych (szacowanie kinetyki i potencjału produkcji biogazu) jak i w reaktorach przepływowych w celu doboru parametrów technologicznych procesu.

5. Podsumowanie

Przeprowadzone badania wykazały, iż zwierzęta roślinożerne charakteryzują się względnie najwyższym potencjałem produkcji biogazu zarówno w przeliczeniu na suchą masę organiczną jak na mokłą masę. Wykazano także, iż przy łącznej produkcji odpadów na terenie wrocławskiego Ogrodu Zoologicznego wielkość potencjału produkcji biogazu jest niewielka. Szacowana, godzinowa produkcja metanu jest na poziomie $4,1 \text{ m}^3/\text{h}$. Z tego względu ewentualne rozwiązania technologiczne oparte powinny być na koncepcji mikrobiogazowni, chyba że możliwe jest dostarczenie znacznych ilości biomasy z zewnątrz. Ze względu na stosunkowo niski potencjał produkcji biogazu, ewentualna mikrobiogazownia spełniać będzie rolę instalacji do przetwarzania, odzysku odpadów oraz rolę edukacyjną. Nie należy się spodziewać znaczącego pokrycia zapotrzebowania ogrodu zoologicznego z tego źródła energii. Niemniej jednak, obiekt taki może mieć duże znaczenie edukacyjne i promujące właściwe postępowanie z odpadami oraz pozyskiwanie energii ze źródeł odnawialnych.

Ze względu na niewielką liczbę badań nad fermentacją metanową odpadów powstałych w ogrodach zoologicznych, kinetyka produkcji biogazu z odchodów pochodzących od wielu zwierząt egzotycznych jest nieznana. Dodatkowo, w ogrodach zoologicznych, jako rezerwuarach bioróżnorodności, występuje wysokie bogactwo fauny, co stwarza dogodne warunki do prowadzenia badań nad wieloma gatunkami zwierząt, nie tylko największymi producentami odchodów, w aspekcie potencjału i kinetyki produkcji biogazu z odchodów.

W przypadku podjęcia decyzji o budowie i uruchomieniu mikrobiogazowni zasilanej odpadami z ogrodu zoologicznego skorzystać można z prezentowanych w literaturze rekomendacji (Kusch 2012a):

- Zastosowanie suchej fermentacji metanowej – jako przykład podaje instalację w Heidelbergu.
- Stosowanie technologii prostych i odpornych mechanicznie i procesowo na różne rodzaje substratów (Sidelko i Chmielińska-Bernacka, 2013)
- Zastosowanie kofermentacji z różnymi rodzajami odpadów, np. odpady z restauracji, w celu poprawy efektywności produkcji biogazu.
- Zastosowanie kogeneracji przy energetycznym wykorzystaniu biogazu.
- Energetyczne wykorzystanie pozostałego pofermentu.

Kusch (2012b) wskazuje na następujące techniczne i ekonomiczne problemy związane z wytwarzaniem biogazu z biomasy odpadów z ogrodów zoologicznych:

- Dostępność biomasy i odpadów jest limitowana sezonowością ich powstawania.
- Istnieje niewielka ilość danych naukowych i eksploatacyjnych dotyczących produkcji biogazu z poszczególnych substratów powstających na terenie ZOO jak również ich mieszanin, z uwzględnieniem prawidłowego zbilansowania pierwiastkowego substratów do procesu fermentacji metanowej.
- Ze względu na charakterystykę odchodów zwierzęcych, szczególnie obornika od zwierząt roślinożernych zawierającego materię lignocelulozową oraz odpadów zielonych tj. trawa, kora, trociny, substrat kierowany bez obróbki wstępnej do biogazowni jest trudnodostępny dla mikroorganizmów
- W odpadach dodatkowo występować może znaczna ilość materiałów mineralnych: kamieni, piasku co czyni ten materiał mało przydatnym do fermentacji mokrej.
- Ze względu na wymienione zróżnicowanie biomasy powstawać mogą problemy z rozdzielaniem się mieszaniny w reaktorze, co wykazano w przypadku fermentacji obornika końskiego (Kusch i in. 2008). Wymaga to stosowania wydajnych systemów homogenizacji i mieszania.

Kusch (2012b) wskazuje także, iż oprócz ekonomicznych aspektów poprawy efektywności energetycznej ogrodu zoologicznego, występują dodatkowe dwie korzyści związane z energetycznym wykorzystaniem biomasy i odpadów powstających w zoo: wytworzenie pozytywne-

go wizerunku ogrodu zoologicznego, jako obiektu o niskim oddziaływaniu na środowisko, wypełnienie misji edukacyjnej poprzez przybliżanie informacji o możliwości pozyskiwaniu energii ze źródeł odnawialnych i umożliwienie zwiedzającym zapoznania się z instalacją.

Podziękowania

Autorzy składają podziękowania Prezesowi Zarządu Ogrodu Zoologicznego we Wrocławiu Panu Radosławowi Ratajszczakowi oraz pracownikom za umożliwienie przeprowadzenia badań i pomoc przy ich realizacji.

Literatura

- Białowiec, A., Koziołek, S. (2014). Jak zagospodarować odpady z ogrodów zoologicznych? *Przegląd komunalny*, 11(278)/2014.
- Czurejno, M., Gaj, K. (2005). Modelowanie gazowego i energetycznego potencjału składowisk odpadów komunalnych. *Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów*, 39, 3.
- Gaj, K., Cybulska, H. (2002a). Modelowanie emisji biogazu ze składowisk odpadów komunalnych. Część 1. Podstawy modelowania, analiza wybranych modeli i zakresy stosowanych parametrów. *Chemia i inżynieria ekologiczna*, 9, Nr 1.
- Gaj, K., Cybulska, H. (2002b). Modelowanie emisji biogazu ze składowisk odpadów komunalnych. Część 2. Algorytm obliczeniowy. *Chemia i inżynieria ekologiczna*, 9, Nr 2-3.
- Klasson, K.T, Nghiem, N.P. (2003). *Energy production from Zoo animal wastes*. Tennessee: Oak Ridge National laboratory.
- Kusch, S. (2012a). Organic wastes as energy source in zoos. *Proceedings, WasteEng 2012 – 4th International Conference on Engineering for Waste and Biomass Valorization, Porto, Portugal, 10-13 Sept 2012*, 1399-1404.
- Kusch, S. (2012b). Energy Efficiency of Zoos: An Interdisciplinary Challenge with Special Benefits in Urban Environments. *Advanced Research in Scientific Areas*, 2012, 1353-1356.
- Kusch, S., Oeschner, H. Jungbluth, T. (2008). Biogas production with horse dung in solidphase digestion systems. *Bioresource Technology*, 99, 5.
- Norma PN-Z-15008-02:1993, tytuł: Odpady komunalne stałe – Badania właściwości paliwowych – Oznaczanie wilgotności Całkowitej.
- Sidelko, R., Chmielińska-Bernacka, A. (2013). Zastosowanie reaktora kompaktowego do fermentacji metanowej odpadów komunalnych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 15, 683-693.

Simon, L. (2010). *Wie Zoos Energiefressern den Riegen vorschieben*. Booklet published by Zoo Osnabrück

U Agrobiogas. 2007S2010. Europejska inicjatywa instytucji badawczo rozwojowych na rzecz zwiększenia efektywności wykorzystania biogazu. Projekt 6. Programu Ramowego Badań i Rozwoju Unii Europejskiej. <http://www.euSagrobiogas.net/index.php>

The Biogas Production Potential from Wrocław Zoological Garden

Abstract

The article presents the functional conditions of Wrocław Zoological Garden. The current way of biowaste utilisation, which is focused on transferring the waste towards outside parties or also managing them in the most simplest way possible (uncontrollable composting in prisms), has been shown. The article shows the results of the biogas production potential from the manure of chosen animals, that come from the Wrocław Zoological Garden. Samples were taken from three chosen herbivores species: An elephant, a rhino and a tapir and from three carnivores species: a lion a tiger and a wolf and on of omnivorous group: a bear. The research also included the manure of exotic birds. Manure samples were tested in terms of basic properties: dry mass and dry organic mass. The analysis was performed according to PN-93/ Z-15008/02. Biogas produced by the methane fermentation in the mesophilic conditions is at 37.5°C and the retention HRT time in the reactor is in the range of 35 to 38 days. The modelling of the biogas production was executed. The decrease in dry matter in the manure of herbivores in comparison to the carnivorous has been found. Excreta of these animals were characterized by higher organic matter content. The research showed that in terms of wet mass, the highest potential for biogas production by the manure of herbivores was characterized, with an average potential of biogas production amounted to 63.5 dm³/kg w.m. The weighted average biogas production potential was estimated at 60.4 dm³/kg w.m. On the basis of the data presented in the literature, the biogas production potential from the organic matter and organic waste was estimated on the area of Wrocław Zoological Garden. Average biogas production from animal manure was to 60.4 m³/Mg w.m., green waste was to 99 m³/Mg w.m. and organic waste was to 73m³/Mg w.m., calculated weighted average biogas production was 74 m³/Mg. w.m. Production biogas will be 59940 m³ for every year. The results of research show, we can receive 98,4 MWh electricity and 590,4 GJ heat, if we build a micro_biogas plant.

Streszczenie

W artykule przedstawiono uwarunkowania funkcjonalne wrocławskiego Ogrodu Zoologicznego. Został przedstawiony obecny sposób zagospodarowania wytwarzanych bioodpadów, który nastawiony jest na przekazanie odpadów zewnętrznym podmiotom, lub też zagospodarowanie części bioodpadów na miejscu, w najprostszy możliwy technicznie sposób – niekontrolowane kompostowanie w pryzmach. W artykule przedstawiono wyniki badań potencjału produkcji biogazu z odchodów wybranych zwierząt, pochodzących z Wrocławskiego Ogrodu Zoologicznego. Próbkę pochodziły od trzech gatunków zwierząt roślinożernych: słonia, nosorożca i tapira, trzech gatunków zwierząt mięsożernych: lwa, tygrysa, wilka i jednego gatunku zwierząt wszystkożernych: niedźwiedzia. Badaniom poddano także odchody od ptaków egzotycznych. Próbkę odchodów poddano analizom właściwości podstawowych: określenie suchej masy i suchej masy organicznej. Analizy wykonano zgodnie z PN-93/Z-5008/02. Biogaz wytwarzano metodą fermentacji metanowej, w warunkach mezofilnych w temperaturze 37,5°C, a czas zatrzymania odchodów w reaktorze HRT mieścił się w zakresie od 35 do 38 dni. Przeprowadzono modelowanie przebiegu produkcji biogazu. Wyznaczono potencjał produkcji biogazu. Zaobserwowano spadek suchej masy w odchodach zwierząt roślinożernych w porównaniu do mięsożernych. Jednakże, odchody tych zwierząt charakteryzowały się wyższą zawartością materii organicznej. Badania wykazały, iż w przeliczeniu na mokłą masę, najwyższym potencjałem produkcji biogazu charakteryzowały się odchody zwierząt roślinożernych, z których średni potencjał produkcji biogazu wyniósł 63,5 dm³/kg m.m. Średnia ważona potencjału produkcji biogazu z odchodów zwierzęcych oszacowana została na poziomie 60,4 dm³/kg m.m. Na podstawie danych dostępnych w literaturze oszacowano również potencjał produkcji biogazu z opadów zielonych oraz odpadów gastronomicznych wytwarzanych na terenie WOZ. Przyjmując średnią produkcję biogazu z odchodów zwierzęcych na poziomie 60,4 m³/Mg mokrej masy wsadu, z odpadów zielonych 99 m³/Mg mokrej masy wsadu i odpadów spożywczych na poziomie 73 m³/Mg mokrej masy wsadu wyliczono średnią ważoną produkcję biogazu 74,0 m³/Mg mokrej masy wsadu. Roczna produkcja biogazu wyniesie 59940 m³/rok. Analiza uzyskanych wyników badań wykazała, że skonstruowanie mikrobiogazowni, zasilanej odpadami wytworzonymi na terenie Ogrodu Zoologicznego daje możliwość wyprodukowania 98,4 MWh energii elektrycznej i 590,4 GJ ciepła.

Słowa kluczowe:

odpady organiczne, potencjał produkcji biogazu, ogród zoologiczny

Keywords:

organic wastes, biogas production potential, zoological garden



Pedagogika w ochronie planety Ziemia

Mariusz Gizowski^{}, Paulina Mamiedow^{**}, Izabela Piecuch^{***}*

^{}Akademia Wychowania Fizycznego i Sportu, Gdańsk*

*^{**}Politechnika Koszalińska*

*^{***}IMMEDIA Koszalin*

1. Wstęp – skąd zagrożenia klimatu ziemi oraz skutki

W grudniu 2015 roku w Paryżu, odbyła się wielka konferencja klimatyczna, w której uczestniczyło 197 państw – reprezentowanych na szczelbu prezydenta lub premiera. Nie bez trudu na drodze kompromisu uzgodniono i podpisano rezolucję, w której poszczególne państwa zobowiązały się w rozpisany kalendarium na przyszłe lata, zmniejszać emisję ditlenku węgla do atmosfery.

W tej sprawie już wielokrotnie odbywały się na szczelbach głów państw i szczelbach ministerialnych posiedzenia krajów Unii Europejskiej – lecz bez większego sukcesu, a to dlatego, iż wiele państw w tym Polska nie widziały sensu realizacji ograniczeń emisji ditlenku węgla w ramach tzw. kwot emisyjnych przyznawanych przez Komisję Europejską państwom członkowskim Unii – dlatego, że takie samoograniczenia w skali globalnej naszej kuli ziemskiej nic nie dawały skoro większość państw świata, a w tym także światowe potęgi gospodarcze takie jak USA, Rosja, Chiny, Japonia oraz Indie nie zobowiązały się solidarnie do ograniczeń o które prosiła Unia Europejska (Gawłowski et al. 2011).

Dlatego też Unia Europejska (bo to głównie jej inicjatywa), osiągnęła ogromny sukces doprowadzając do takich wspólnych uzgodnień w grudniu 2015 roku.

Otóż, w miarę postępu cywilizacji i tzw. rozwoju technologicznego w szczególności potęg gospodarczych, ale nie tylko, bo także takich krajów jak Polska, której energetyka oparta jest głównie i przede wszyst-

kim o węgiel kamienny oraz brunatny, przy rozwiniętym przemyśle chemicznej przeróbki węgla (koksownictwo) – nastąpiła w ostatnich kilkudziesięciu (prawie stu) latach gwałtowna i rosnąca emisja ditlenku węgla CO₂ do atmosfery.

Otóż, na przełomie XX i XXI wieku emisja CO₂, według różnych źródeł, była określana dla całej kuli ziemskiej na rząd pomiędzy 22 a 23 miliarda ton/rok.

W tej liczbie emisji Polska pod koniec lat 70. ubiegłego wieku według różnych źródeł emitowała do atmosfery prawie 400 milionów ton/rok ditlenku węgla.

Przybliżając ten problem w ogólnym zarysie od strony technicznej, chodzi po prostu o to, iż w opinii ekspertów Organizacji Narodów Zjednoczonych (ONZ) a także w opinii ekspertów Unii Europejskiej nadmierna emisja ditlenku węgla do atmosfery spowodowała tzw. efekt cieplarniany czyli podnoszenie się średniej temperatury na naszej kuli ziemskiej wobec ubiegłych stuleci tak, że nastąpiło stapianie się lodowców i podwyższanie przez to poziomu wód w morzach i oceanach.

Oдноśne prognozy oraz oceny tych ekspertów informowały, że w ubiegłym wieku od 1900 do 2000 roku średnia temperatura ziemi podniosła się o 1°C, ale prognozuje się, że w obecnym wieku a więc od 2000-2100 roku średnia temperatura ziemi podniesie się aż o około 3°C. Taki wzrost temperatury według prognoz ekspertów ONZ oraz Unii Europejskiej spowoduje podniesienie się poziomów wód, mórz i oceanów w przedziale od co najmniej 0,15 do nawet 0,95 m; można więc przyjąć z dużym prawdopodobieństwem, że podniesie się średnio o około 0,4 m.

To oznacza, że morza i oceany zabiorą nam niemały obszar łądu. Także ten fakt ocieplenia nie pozostanie bez wpływu na życie biologiczne ziemi szeroko rozumiane. Ten efekt cieplarniany od strony fizycznej polega na tym, że na wysokości stratosfery, a więc nad ziemią na wysokości około 20-22 km tworzy się obłok zwany też ekranem – oczywiście miejscami, który ma takie właściwości, że przepuszcza promienie słoneczne od Słońca do powierzchni ziemi, lecz nie przepuszcza lub prawie nie przepuszcza odbitych od ziemi promieni słonecznych z powrotem w kosmos. Te nieprzepuszczone promienie wracają z powrotem do ziemi i stopniowo zwiększają temperaturę powietrza wokół ziemi, co powoduje efekt cieplarniany, który w konsekwencji daje nam stapianie lodowców.

Otóż, ten obłok tzw. ekran ma dosyć typowy skład chemiczny gazów, które wchodzi w jego skład, a mianowicie (Piecuch & Piecuch 2011, Piecuch & Piecuch 2013):

- CO₂ ditlenek węgla około 50%,
- CH₄ metan około 19%,
- CH₃F freon oraz CBrClF₂, CBrF₃ halony około 17%,
- O₃ ozon około 8%,
- N₂O podtlenek azotu około 4%,
- H₂O para wodna około 2%.

Tak więc głównym budowniczym i udziałowcem tego ekranu a więc związkami chemicznymi gazowymi, który ten ekran tworzy jest ditlenek węgla CO₂ stanowiącym około 50% tego ekranu.

Tak więc w ramach rozwoju technologii, a w szczególności w krajach, gdzie energetyka oparta jest o spalanie węgla kamiennego, brunatnego, ropy a także gazu z rozwiniętym przemysłem koksowniczym, a do nich należy min. Rosja, Ukraina, Chiny, Indie, Japonia itd. itd. oraz niestety Polska; wskaźnikowa emisja ditlenku węgla wobec wielkości zarówno obszaru jak i liczby mieszkańców jest bardzo duża w porównaniu do krajów których energetyka oparta jest o inne źródła energii jak np. Francja (energetyka jądrowa) lub przykładowo Holandia (energetyka wiatrowa).

Wobec powyższego, począwszy od lat 70. ubiegłego wieku nastąpiła gwałtowna aktywność różnych organizacji społecznych – głównie w Europie a przede wszystkim Partii Zielonych protestujących przeciwko zatruciu atmosfery nadmiernymi emisjami oraz zanieczyszczeniami atmosfery przez spaliny, w których dominują węglowodory, głównie węglowodory aromatyczne, a wśród nich głównie grupa chlorowanych węglowodorów zwanych chlorowcami arylami w tym największe obecnie znane trucizny polichlorowane dibenzodioksyny oraz polichlorowane dibenofurany oraz ich bromowane odpowiedniki, a ponadto tlenek węgla (zwany potocznie czadem), ditlenek siarki, chlorowódór, fluorowodów, tlenki azotu, metale ciężkie itd. itd.

Tlenki azotu, których jest wiele (głównie dwutlenek azotu i tlenek azotu, jako dominujące ale także trójtlenek azotu, pięcioletek azotu oraz podtlenek azotu) zapisywane w literaturze jako NO_x nie są bezpośrednio

toksyczne ale mają fatalne właściwości łączenia się z rodnikami węglowodorowymi, tworząc wysoce toksyczne, kancerogenne nitrozwiązki,

Zatem, ochrona atmosfery staje się naczelnym zadaniem wszystkich krajów świata, a przede wszystkim najbogatszych potęg gospodarczych, które we wszelkich negocjacjach i ustaleniach odgrywają dominującą rolę.

Unia Europejska spróbowała więc, jako pierwsza, dać dobry przykład i narzuciła dopuszczalne kwoty emisji ditlenku węgla CO₂ do atmosfery w poszczególnych latach.

To ograniczenie emisji w aspekcie negatywnym dla gospodarki, bardzo dotkliwie odczuła Polska, której energetyka oparta jest na węglu. Takiej gospodarki jak gospodarka polska nie da się przestawić z dnia na dzień, a ściślej nawet w ciągu kilku lat z energetyki przede wszystkim węglowej na energetykę opartą o tzw. odnawialne źródła energii nazywane w skrócie od tych słów w literaturze OZE.

W związku z powyższym Unia Europejska narzuciła w ostatnich latach Polsce limity emisji CO₂ do atmosfery oscylujące i stopniowo coraz mniejsze wokół kwoty 200 milionów ton CO₂ dopuszczalnych do wprowadzenia do atmosfery a obecnie jest to kwota już poniżej 200 milionów ton na rok.

Nasz kraj – jego poszczególne rządy już od początku lat 80. ubiegłego wieku, zdawały sobie sprawę absolutnej konieczności ochrony atmosfery przed spalinami i dlatego zaczęły ograniczać szkodliwą emisję zanieczyszczeń poprzez likwidację także szczególnie uciążliwych dla środowiska zakładów przemysłowych, głównie niektórych koksowni oraz hut na południu kraju. Likwidowano przede wszystkim tzw. huty surowcowe (Wydziały Wielkich Pieców, które emitowały do atmosfery ogromne zanieczyszczenia, a prawie wszystkie te huty nie posiadały lub prawie nie posiadały instalacji (węzłów) oczyszczania spalin; m.in. zlikwidowano Hutę Kościuszko, Hutę Bobrek, Hutę Łabędy, Wydział Wielkich Pieców Huty Częstochowa, Wydział Wielkich Pieców Huty Sędzimir w Nowej Hucie pod Krakowem a także na północy w Szczecinie surowcową Hutę Szczecin. W Polsce z Hut Surowcowych pozostała Huta Katowice oraz Huta Warszawa tyle, że nie są to już huty polskie. W ślad za tym nastąpiła niejako konieczność likwidacji znakomitych polskich hut profilowych, jak np. Huta Baildon (prawie cała produkcja na eksport) w Katowicach czy te Huta Batory w Chorzowie.

Jednocześnie przy braku wyrobów profilowanych, likwidowano fabryki produkcyjne jak przykładowo fabrykę KONSTAL w Chorzowie, która produkowała przez kilkadziesiąt lat po drugiej wojnie światowej tramwaje dla całej Polski. Podobnie zlikwidowano wiele zakładów chemicznych oraz innych fabryk m.in. samochodów w Warszawie, Bielsku Białej i w Tychach.

To spowodowało wyraźne obniżenie, w skali kraju, emisji CO₂ do atmosfery prawie e do obecnie około 200 milionów ton na rok.

Niestety Unia Europejska domaga się dalej od Polski jeszcze większego obniżenia emisji CO₂ w najbliższych latach,

Niestety nie udało nam się przestawić w pełni wobec wymagań instalacji przedsiębiorstw Miejskiej Energetyki Ciepłej (zwanych w skrócie MEC) na inne paliwo niż węgiel i to musi jeszcze potrwać, do czego potrzebne są znaczne środki finansowe a także stopniowe i nieuchronne likwidowanie kopalń węgla, których już dzisiaj wiele jest nierentownych (Gawłowski et al. 2010).

Pomocą Polskiemu rządowi przyszły oświadczenia w trybie stanowisk Komitetów Polskiej Akademii Nauk.

Otóż Komitet Geofizyki PAN w swym stanowisku orzekł, że główną przyczyną efektu cieplarnianego nie jest tzw. ekran, który ulokował się w stratosferze, gdzie dominuje ditlenek węgla, lecz przyczyną są plamy na Słońcu czyli wybuchy, które determinują zmiany klimatyczne na ziemi.

Następnie Komitet Geologii PAN stwierdził, że główną przyczyną ocieplenia klimatu są podmorskie wybuchy wulkanów w strefie tropikalnej oraz trzęsieniu ziemi dna oceanów, które powodują ruch ciepłych wód oceanów w kierunku zimnych mórz biegunowych i to powoduje stapianie lodowców.

Wreszcie, Komitet Inżynierii Środowiska PAN stanął na stanowisku, że efekt cieplarniany, a stąd i zmiany klimatyczne na ziemi stanowią niejako sumę, czyli pewną wypadkową wszystkich powyżej opisanych zjawisk, tj. roli ekranu w stratosferze, wybuchów na Słońcu oraz podmorskich wybuchów wulkanów, a stąd mieszanie się wód oceanicznych i morskich.

Wydaje się, że właśnie stanowisko Komitetu Inżynierii Środowiska jest najbardziej obiektywne przez swój kompilacyjny wniosek końcowy (Gawłowski et al. 2010).

Biorąc wszystko powyższe pod uwagę, jedno jest pewne, co zapisano w Paryżu w grudniu 2015 roku w uzgodnieniach 197 państw, że naszą planetę Ziemia trzeba zacząć natychmiast chronić, bo za chwilę będzie za późno, a ta ochrona musi rozpocząć się od powszechnej we wszystkich krajach świata, edukacji ekologicznej, w której właśnie pedagogzy, na wszystkich szczeblach nauczania, odegrają główną i zasadniczą rolę (Piecuch & Piecuch 2013, Piecuch & Piecuch 2011).

2. Myśl filozoficzna w obronie ziemi – ekofilozofia

W zasadniczej części niniejszych rozważań należy zaznaczyć, że myśl filozoficzna w dziejach była przyczynkiem tudzież inspiracją do wypracowania określonego stosunku do kwestii ochrony środowiska czy sfery ekologii, przy czym zauważyć wypada, że zagadnienie to miało swoje określone implikacje pedagogiczno-edukacyjne w odniesieniu do dziedziny nauczania z zakresu ochrony ziemi. W tym miejscu podkreślić należy, że czymś oczywistym jawi się fakt, że koncepcje nauk filozoficznych powiązane są z ogólnymi założeniami filozoficznymi, na kanwie których wypracowuje się określony status epistemologiczny danej nauki filozoficznej. Ma to również swoje przełożenie na dziedzinę tzw. ekofilozofii. Jednakowoż ekofilozofia jako filozofia ekologii w podstawowym znaczeniu, funkcjonuje w obrębie filozofii nauki oraz oznacza teorię i metodologię ekologii. Pod koniec XX wieku wyrażenie to w płaszczyźnie swojej treści zawiera wiele elementów z szeroko rozumianych zagadnień filozoficznych i ochrony środowiska, przy czym zaznaczyć należy, że w grę wchodzi pewne odniesienia do tej części pedagogiki, która przejawia zainteresowania proekologiczne (Dołęga 1998).

Biorąc pod uwagę aktualny stan badań z dziedziny ekofilozofii niepodobna, z punktu widzenia dnia dzisiejszego, określić jednoznacznie i definitywnie przedmiotu badań tej nauki. Niemniej jednak na kanwie funkcjonującej literatury i toczących się dyskusji, w różnych środowiskach naukowych, można przyjąć robocze określenie przedmiotu ekofilozofii jako przedmiotu badań, odnoszącego się do istoty i natury środowiska społeczno-przyrodniczego, przy czym rzecz dotyczy właściwości ilościowych i jakościowych oraz dwustronnych związków przyczynowych i wzajemnych uwarunkowań między antroposferą a biosferą. Myślenie filozoficzne w tej materii zmierza do poznania realnie i faktycznie

istniejącego środowiska, do uzyskiwania uzasadnień też ekofilozoficznych racjami logicznymi, ontycznymi, realnymi i przyczynowymi. Innymi słowy ekofilozofia jest nauką o systemowym ujęciu problematyki filozoficznej środowiska społeczno-przyrodniczego (Filipkowski 1997). Wspomnieć należy też w tym kontekście o roli pedagogiki, która mówi nam między innymi o przedmiocie nauczania ekologicznego, w tym kwestii przygotowania jednostki do proekologicznego nastawienia względem środowiska naturalnego. Tak więc rzecz dotyczy problematyki ogólnofilozoficznej, antropologicznej, aksjologicznej i edukacyjnej, dotyczącej środowiska społeczno-przyrodniczego, włącznie ze środowiskiem kulturowym. Co do edukacyjnej problematyki ekofilozofii, to zauważyć należy, że chodzi tu przede wszystkim o podstawy filozoficzne i pedagogiczne wychowania proekologicznego w rodzinie, w szkole, w mass mediach, w organizacjach społecznych oraz religiach, a także na niwie ogólnie pojętej kultury narodowej.

Jest rzeczą charakterystyczną, że ekofilozofia, tudzież filozofia ekologiczna *sensu stricto* w zasadzie jest wytworem XX wieku, aczkolwiek pewne wątki czy akcenty proekologiczne, bądź z zakresu sposobu pojmowania środowiska naturalnego, pojawiają się we wcześniejszych epokach, czego przykładem jest chociażby filozofia Arystotelesa czy Św. Tomasza z Akwinu, jeżeli zwrócić uwagę na niektórych tylko myślicieli minionego czasu (Filipkowski 1997).

Tymczasem szczególnie istotnym z punktu widzenia świadomości ekologicznej, mającej swoje odniesienia filozoficzne i pedagogiczne, jawi się wiek XX, który oznacza okres istotnych przewartościowań w kulturze europejskiej, co wiąże się chociażby z ekofeminizmem (Kwieciński & Śliwerski 2004), czy innymi alternatywnymi nurtami intelektualnymi względem dotychczasowego paradygmatu cywilizacyjnego.

Należy przyznać, że myślenie ekologiczne, filozofia ekologiczna, czy ideologie i ruchy ekologiczne drugiej połowy dwudziestego wieku wynikały w jakiejś mierze ze szlachetnych intencji – przecież zrodziły się w obliczu zagrożeń, jakie stwarzały dewastacja środowiska naturalnego oraz konsekwencje, wypływające z użycia wrogich ziemi technologii. Jednakowoż towarzyszyła temu tendencja sugerująca, że człowiek jest tylko jednym z elementów przyrody, przy czym pojawiało się przekonanie, że czymś daleko ważniejszym jawi się wspólnota wszystkich

istot. Nie bez znaczenia była tutaj kwestia deprecjacji racjonalizmu oraz przyjęcie kursu na irracjonalizm w kulturze europejskiej.

Niektórzy twórcy filozofii ekologicznej, do których należy między innymi H. Skolimowski, podkreślają potrzebę, czy też konieczność zerwania z tradycją racjonalistyczną kultury europejskiej. Nie ma tu specjalnie miejsca dla R. Descartesa (Kartezjusza) czy I. Newtona, piewców przedmiotowego stosunku człowieka do przyrody, która postrzegana jest jako obiekt nieograniczonej eksploatacji. O ile racjonalizm stanowi rzekomo mechanycyzm, dający się ująć w kategorii logiczno-matematyczne przyrody, o tyle ekofilozofia jest duchowo żywą i tolerancyjną wobec zjawisk ponad fizycznych, całościową wizją człowieka i jego świata (Zachariasz 1997).

Ekofilozofia czy też filozofia ekologiczna spełnia jakieś kryteria naukowości, aczkolwiek na jej kształcie silne piętno odciskają determinanty świadomościowe, czy wręcz ideologiczne, tudzież odwołujące się do specyficznej duchowości – w każdym bądź razie ekofilozofia jest silnie zaangażowana pod względem etycznym i aksjologicznym. Interesujące pod tym względem wydaje się być środowisko tak zwanych ekologów, którym bliskie są założenia ekofilozofii. Przedstawiciele tego nurtu cenią sobie ograniczanie się w konsumpcji oraz wykazują proekologiczne podejście do ludzi (którzy mają być tylko jednym z elementów środowiska), a także do zwierząt i innych bytów przyrody. W grę wchodzi zatem ludzie, którzy przejawiają określoną duchowość, przy czym uderza ich podobieństwo pod względem do jednostek, wykazujących określony model religijności. Częstokroć, choć nie zawsze, cechuje ich krytycyzm, bądź opozycyjność w stosunku do Kościoła katolickiego i chrześcijaństwa, przywiązanie do tradycyjnych wartości, uosabiających nadrzędność człowieka względem świata natury. Duchowość i doktryna Kościoła katolickiego jest antropocentryczna, a tymczasem większość ekologów zdaje się głosić ekocentryzm, w którym człowiek jest jedynie zwykłym obywatelem globalnej społeczności życia.

Na ogół ekofilozofowie mają krytyczny, aczkolwiek nie do końca uzasadniony, stosunek do chrześcijaństwa, gdyż sama tradycyjna pobożność chrześcijańska, szukając kontaktu z Bogiem, niezależnie od świata, poprzez modlitwę, uczynki i ascezę, siłą rzeczy prowadzi również do poszanowania bytów stworzonych (Waloszczyk 1997).

W tym miejscu wspomnieć należy, że rzecznicy ekofilozofii i pogłębionego myślenia ekologicznego zdają się unieważniać pod względem ontologicznym rozróżnienie człowieka od przyrody, sugerując, że tylko jedność ludzkiej jednostki i świata jest właściwym paradygmatem.

Jakie są korzenie historyczno-społeczne ekofilozofii i myślenia proekologicznego? Wydaje się, że w grę wchodziły środowiska kontrkulturowe i Europy i Ameryki w drugiej połowie XX wieku, które opracowały idee ekologiczne, inspirowane pogaństwem, a także religijnością Wschodu (buddyzm, hinduizm), przy czym rzecz dotyczyła nowej duchowości, dystansującej się od chrześcijaństwa, tudzież nowożytnej filozofii, która wyrażała tendencję do desakralizacji przyrody. W latach sześćdziesiątych XX wieku młodzieżowe ruchy kontrkulturowe krytykowały charakterystyczny dla zsekularyzowanej nowoczesności paradygmat cywilizacyjny, opierający się na materializmie i konsumpcjonizmie oraz drobnomieszczańskiej hipokryzji. Z czasem z tych tendencji wyłonił się ruch ekologiczny, który ze Stanów Zjednoczonych Ameryki Północnej rozprzestrzenił się na Europę, przyczyniając się do rozbudzenia świadomości ekologicznej, aczkolwiek w grę niejednokrotnie wchodził specyficznie wrogi stosunek do tradycyjnych instytucji, których uosobieniem była tradycja, religia i rodzina. Jak twierdzi H. Skolimowski, na etapie rozwoju świadomości ekologicznej nie było dostatecznie ugruntowanych idei i koncepcji – propagatorzy nowego typu myślenia kierowali się intuicją i emocjami, lecz ich przekazowi brakowało podłoża filozoficznego. Tymczasem rozmaite kierunki i etyki środowiskowej zaczynają się rozwijać w latach siedemdziesiątych, czemu towarzyszą rozmaite inicjatywy polityczne i społeczne. Chodzi tu szczególnie o właściwe zdefiniowanie roli, statusu i znaczenia człowieka w świecie przyrodniczym, który to świat stopniowo nabiera wymiaru nadrzędnego i sakralnego (idee te głoszone są przez polityczne formacje tzw. zielonych). Na gruncie myślenia ekofilozoficznego powstało wiele doktryn intelektualnych, związanych z ekoteoriami i ekoetykami. Na swoisty „zielony paradygmat” składa się wiele motywów, spośród których na uwagę zasługują: szacunek dla przyrody, nowy typ wrażliwości i wartościowania świata, który każe w innych istotach żywych dostrzegać podmiotowość, redefinicja miejsca człowieka w świecie postrzeganego jak jeden z elementów środowiska przyrodniczego (wcale nie nadrzędny),

zwracanie uwagi na jakość życia i ekorozwój nawet kosztem ograniczenia potrzeb. Rzecz jasna trudno jest mówić o istnieniu zwartego i jednolitego systemu filozofii ekologicznej, gdyż mamy do czynienia z siecią zróżnicowanych nurtów ideologicznych, organizacji ekologicznych i światopoglądów, aczkolwiek w grę wchodzi proces „unaukowienia” ekofilozofii w jej poszczególnych wymiarach i przejawach (A. Górka, *Na tropach duchowości: ekologia głęboka i przewartościowanie dychotomii kultura – natura* (Górka 2010)).

W związku z powyższym należy zaznaczyć, że w obrębie myśli ekofilozoficznej szczególne miejsce zajmuje tzw. ekologia głęboka, która należy do bardziej radykalnych i kontrkulturowych nurtów występujących w obronie ziemi, przy czym w grę wchodzi silnie zaznaczony stygmat ideologiczny. Ścisłej rzecz biorąc, chodzi tutaj o nową filozofię przyrody, opartej na idei jedności z „Matką–Ziemią”. Koncepcja ta wyłoniła się na początku lat siedemdziesiątych XX wieku i oznaczała ona taki sposób myślenia o przyrodzie i o świecie, który sytuował się w opozycji do tradycyjnej kultury zachodniej. Przedstawiciele tegoż nurtu (A. Naess i G. Session) głosili tezę o różnorodnych formach życia, posiadających własną niezbywalną wartość oraz byli przekonani o konieczności zahamowania wzrostu populacji ludzkiej, przy czym w grę wchodziło przeświadczenie o potrzebie zmiany orientacji materialistycznej w kierunku poprawy jakości życia, lecz nie kosztem innych istot. Jednakowoż ekologia głęboka ma wywodzić się z filozofii wieczystej, naturalistycznej tradycji, feminizmu, filozofii ludów pierwotnych, oraz tradycji duchowych Wschodu, takich, jak buddyzm czy hinduizm. Jednocześnie przedmiotem ostrej krytyki stała się społeczna nauka Kościoła katolickiego, która miała rzekomo dopuścić się „grzechu ekologicznego”, mającego wymiar osobowy, społeczny i kosmiczny. W niektórych kręgach padła nawet propozycja uzupełnienia dekalogu o 11 proekologiczne przykazanie, zakazujące człowiekowi „bezcieszczenia” życia na ziemi. Chrześcijaństwo, a szczególnie Kościół katolicki, obarczono szczególną winą za degradację środowiska naturalnego, sugerując, że to właśnie religia ufundowała przepaść między człowiekiem a resztą stworzenia. Dla ekologii głębokiej chrześcijańskie czy katolickie pojmowanie sfery *sacrum* okazuje się częstokroć kategorią zbyt wąską, ograniczającą bezpośrednio doświadczanie świata przyrody, któremu nadawane są cechy boskie i duchowe. Bynajmniej ekologia głęboka

przywołuje dawne wierzenia Celtów, Słowian czy ludów Syberii, stanowiąc formę neopogaństwa i trybalizmu. Jednocześnie rzecz dotyczy aprecjacji kultury i tradycji Wschodu. W kulturze indyjskiej występuje pogląd mówiący o sakralności ziemi oraz jej mocach uzdrawiających i wzbudzających doświadczenia mistyczne. Co do buddyzmu, to ekologia głęboka przejęła od niego przekonanie o świętości wszelkiego życia i konieczności oddawania szacunku dla żywych istot, a także przezwyciężenia cierpienia, mającego wypływać z nieświadomości. W tych kontekstach zrozumiałe wydają się być u ekologów takie praktyki, jak wegetarianizm, weganizm, czy zachodnia wersja jogi i medytacji zen. Pewne zdziwienie budzi fakt praktykowania, przez niektórych głębokich ekologów, kultu tzw. Zgromadzenia Wszystkich Istot, w ramach którego uczestnicy uprawiają kilkugodzinny rytuał, sprowadzający się do tego, że ludzie w specjalnym kręgu przemawiają w imieniu innych gatunków, wczuwając się w ich jestestwo i cierpienia. Oczywiście abstrahując od *casusu* ekologii głębokiej pozostaje rzeczą dyskusyjną, na ile filozofia ekologiczna jest dysfunkcyjna wobec chrześcijaństwa, a na ile wydaje się być zdolna do przyswojenia sobie wartości religijnych, które przez wieki definiowały kulturę zachodnią (z czym może być pewien kłopot).

Oprócz mniej bądź bardziej zawołowanego krytycznego nastawienia ekofilozofii do tradycji chrześcijańskiej, w grę wchodzi także postulat przełamania kartezyjskiego dualizmu *res extensa – res cogitans*, który legł u podstaw nowożytnej nauki. Stąd też wydaje się być zrozumiałym dystans ekofilozofów względem oświeceniowego racjonalizmu (nie wspominając już o negacji chrześcijańskiego przywiązania do idei rozumu, jako uzupełnienia wiary), związanego z przełomem antypozytywistycznym w naukach społecznych. Szczególnie aktywnymi prekursorami nowego modelu myślenia byli przedstawiciele postmarksistowskiej teorii krytycznej, którzy już w latach trzydziestych XX w. wystąpili przeciwko tradycyjnemu kształtowi nauki, na który również się nie zgadzali późniejsi postmoderniści. Po wojnie *szkółka frankfurcka* skupiła się na krytyce kultury u jej oświeceniowych podstaw. Do zbliżonych w treści wniosków kilkadziesiąt lat później doszli przedstawiciele ekofilozofii, upatrując w eksploatacyjnym stosunku człowieka do przyrody źródło kryzysu kultury i nauki w XX w (Stankiewicz 2003).

3. Pedagogika edukacyjna w obronie ziemi

Co do samej pedagogiki, to należy zauważyć, że ona również podejmuje zagadnienie ochrony Ziemi, posiłkując się dorobkiem intelektualnym ekofilozofii i przekładając kwestie szczegółowe na wyzwania edukacyjne, które są związane z kwestią formowania proekologicznej świadomości u kształtowanego podmiotu nauczania. Konkretny program edukacji ekologicznej stanowi w swojej istocie każdorazowo percepcję założeń na temat miejsca człowieka w naturze, a nawet usytuowania ludzkiej jednostki w wymiarze kosmicznym, przy czym w grę wchodzi przypisanie szczególnego statusu przyrodzie i środowisku naturalnemu (Stankiewicz 2003, Irek 2008). Bynajmniej, edukacja ekologiczna (środowiskowa) jest definiowana jako koncepcja kształcenia i wychowywania społeczeństwa w kontekście poszanowania środowiska przyrodniczego, częstokroć zgodnie z hasłem „*myśleć globalnie – działać lokalnie*”. Rzecz dotyczy również kwestii psychologiczno-pedagogicznego procesu oddziaływania na człowieka w celu kształtowania jego orientacji proekologicznej (Dygasiński 2010). Według E. Wolter: „*Edukacja ekologiczna (środowiskowa) jest wyzwaniem dla pedagogów w redukowaniu antynomii natury i kultury, kształtowaniu zdrowej populacji ludzkiej jako integralnej części środowiska przyrody; wychowywaniu do zdrowej samorealizacji w środowisku społeczno-przyrodniczym*” (Wolter 2011), przy czym rzecz dotyczy sprawy wykształcenia osobowości pełnej, altruistycznej i wartościującej etycznie (Kulik 2010). Oczywiście nie ulega wątpliwości, że pedagogika, kształtująca oblicze edukacji postawiona jest wobec konieczności dokonania wyboru między antropocentryzmem a biocentryzmem, co ma swoje przełożenie na kwestię kontynuowania czy też zerwania z chrześcijańską, a poniekąd i oświeceniową wizją człowieka (Kulik 2010). Jak się zdaje współczesne organizacje międzynarodowe, wiodące ośrodki władzy, tudzież grupy nacisku, przejęte religią ekologii raczej optują za zerwaniem z antropocentryzmem, a co najmniej jego przewartościowaniem. Rzecz dotyczy zwrotu w kierunku biocentryzmu, który każe uzmysłwić sobie, że w centrum istniejącego świata nie jest tylko istota ludzka, ale wagę posiada każda istota, w której dokonuje się dynamiczny proces życia, przy czym kwestia odnosi się do niektórych teorii fizycznych i biologicznych, które zdają się zaprzeczać paradygmatowi obiektywnej rzeczywistości na rzecz głoszenia odmien-

ności w postrzeganiu otoczenia przez organizmy żywe, co ma związek z kreowaniem zróżnicowanych światów (ma to mieć swoje przełożenie na sprawę różnic w sferze poznawania rzeczywistości chociażby przez człowieka i owada, z racji na taki a nie inny charakter i wyposażenie zmysłów) (Hołub 2012).

Generalnie rzecz biorąc, według niektórych autorów, przedmiot badań pedagogiki ekologicznej odnosi się do zagadnień kultury, życia społecznego, ekologii, zdrowia i zagadnień pokrewnych – ujmowanych w aspekcie przestrzennym (lokalnym, regionalnym, globalnym) i osobowym (jednostkowym, ogólnoludzkim), tudzież rzecz dotyczy określenia płaszczyzny retrospektywnej i prognostycznej: w procesie kształcenia i wychowania ekologicznego, szczególne znaczenie ma mieć podmiotowość jako kategoria pedagogiczna, jak również partnerstwo, dialog, postawa i aktywność twórcza, czy samodzielność poznawcza, bądź formowanie demokratycznego stylu wychowania w instytucjach oświatowych, co związane jest ściśle z postawami tolerancji wobec odmienności kulturowej, etnicznej, wyznaniowej (Wolter 2015). Rzecz jasna, co do samej kwestii podmiotowości należy zaznaczyć, że nie tyle bierze się tutaj jakąś szczególną wyjątkowość człowieka w świecie natury, co postulat traktowania gatunku ludzkiego w kategoriach części przyrody, która ma składać się z wielu równych względem siebie tworów i żywych istot.

Co do fenomenu edukacji ekologicznej, to należy zaznaczyć, że na jej kształcie odciskają swoje piętno dwie orientacje: konserwatywna i radykalna. Ta pierwsza postrzega naukę o ziemi i świat przyrody przede wszystkim w płaszczyźnie realizacji potrzeb człowieka, aczkolwiek nie godzi się na niszczenie środowiska naturalnego. Ta druga zakłada dominację przyrody nad człowiekiem, który traktowany jest jako jeden z elementów natury, przy czym w grę wchodzi ochrona świata przyrodniczego na drodze walki z tak zwanym efektem cieplarnianym czy przeludnieniem świata – niejednokrotnie towarzyszą temu hasła o promowaniu zdrowia reprodukcyjnego i proekologicznego stylu życia, co ma między innym związek z przyzwoleniem na propagowanie aborcji i redukcjonowanie konsumpcyjnych potrzeb człowieka z racji na ograniczone zasoby (Rożek 2011).

Wspomnieć również wypada, że zagadnienie edukacji ekologicznej jest szczególnym przedmiotem zainteresowania ze strony organizacji międzynarodowych i pozarządowych, zwłaszcza na forum ONZ. Jak przyznaje G. Ignatowski (Ignatowski 2013), według oenzetowskich

wskazań, zawartych w dokumentach pochodzących z międzynarodowych konferencji, poświęconych ochronie środowiska, edukacja powinna być ona prowadzona na wszystkich możliwych poziomach nauczania, począwszy od szkoły podstawowej po wyższe uczelnie oraz winna stanowić ważką część przedmiotów prowadzonych w ramach programów edukacyjnych. W tym kontekście należy zaznaczyć, że w proekologicznych programach edukacyjnych o charakterze globalnym, daje się zauważyć krytycyzm wobec egoizmu gatunkowego człowieka, jak również antropocentryzmu, technokratyzmu i konsumpcjonizmu współczesnej cywilizacji (Embros 2001). Towarzyszy temu częstokroć ze strony niektórych radykalnych środowisk, postulat wygaszenia czy też wyhamowania rozwoju gospodarczego, w imię ratowania świata przyrody, co musiałoby się wiązać z relatywnym obniżeniem poziomu życia.

Zgodnie z przyjętymi przesłankami-diagnozą obecnego stanu naszej planety, stanowiącymi obszar argumentacyjno-dowodowy w szeroko pojętej edukacji ekologicznej, pojawia się nieodparta konieczność bezwzględnego zastosowania znajomości teoretycznej w praktyce (Kwieciński 2004, Gromkowska-Melosik 2003, Strzałko & Mossor 1999, Riga 1970).

Oznacza to, że dla dobra wspólnej dla całej ludzkości sprawy, powinno się natychmiastowo uznać za konieczne wszechstronne kształcenie (Piecuch & Hewelt 2013), u podstaw którego leży nieodparta konieczność:

1. Przede wszystkim zmiany mentalności społecznej w obszarze ekologii na rzecz stanowiska, w którym człowiek rozumie czynniki wpływu własnego (ciężki przemysł, zanieczyszczenia, postęp technologiczny itp.) na zmianę środowiska i wynikające z tego liczne zagrożenia i degradacje.
2. Kształtowania orientacji społecznej w zakresie świadomości nauki dla dobra środowiska. Co oznacza permanentną edukację dostosowaną do współczesnych wymagań a w szczególności potrzeb ekosystemu.
3. Budzenia wrażliwości społecznej i potrzeby zmiany współczesnej gospodarki przemysłowej. Znieczulica ludzka wywołana w dużej mierze brakiem właściwej reakcji państw rozwiniętych i uprzywilejowanych, powoduje kumulację zagrożeń będących efektem stale postępującego zakłócenia równowagi termicznej czyli efektu cieplarnianego. Lekceważenie problemu stanowi narrację strachu jak również narastającą w zatrważającym tempie skalę problemu.

4. Kształtowania umiejętności stosowanych w celu dbałości o ekosystem stanowiących skonkretyzowany zbiór czynności, opracowanych dla kształtowania właściwej postawy ekologicznej, a także umiejętności przeciwdziałania czynnikom produkującym zagrożenia. Ma to na celu przede wszystkim odpowiedzialne i optymalne wykorzystanie zasobów środowiskowych, a także niezbędną dbałość o środowisko, w którym żyjemy.
5. Działalność profilaktyczna będąca podstawą zapobiegania i eliminowania czynników będących źródłem problemu. Taka orientacja powinna przede wszystkim przedstawiać rzeczywistą diagnozę postępujących i nieodwracalnych zniszczeń ekosystemu, a także prognozować i nadawać właściwy kierunek w zapobieganiu degradacji środowiska.

Szeroko pojęta edukacja, która stanowi podstawę właściwej orientacji i budowania odpowiedniej postawy społecznej w zakresie bezpieczeństwa naszej planety jak równie profilaktyka, będąca nieodzownym elementem pomyślności w przeciwdziałaniu i eliminowaniu źródeł problemu, powinny być natychmiastowo wprowadzone w obszar kształcenia już na etapie edukacji wszechszkolnej. Z wieloletnich obserwacji, a także doświadczenia pedagogicznego, obecnie można zauważyć niewielką w stosunku do problemu, zmianę na rzecz dbałości o ekosystem. Wiedza z zakresu ekologii, ochrony środowiska czy równowagi przemysłowej, jest niedostateczna i stanowi niewielki procent w stosunku do całej wieloletniej edukacji człowieka. Zaniedbanie w roli edukatorów kwestii związanych z uświadamianiem tragicznych dla ludzkości skutków problemów, brak odpowiedzialności ze strony polityki państwa mającej moc sprawczą w wyżej wymienionej działalności, a także brak współpracy międzynarodowej w opracowaniu skonkretyzowanych i holistycznych zadań, wobec których powinny się dostosować wszystkie państwa, prowadzi do zatrważających statystyk dotyczących degradacji naszej planety.

Prognozowany obraz upadającego i wyniszczonego ekosystemu będącego jednak jedynym i najważniejszym do tej pory środowiskiem życia ludzkiego oraz przerażające stanowisko diagnostów w tym zakresie, przedstawia ogromną skalę mnożących się zagrożeń uderzających bezpośrednio w człowieka. Stan współczesnej jakości egzystencji w takich warunkach środowiskowych stale się obniża, co prowadzi także

do narastającej skali zachorowań i śmiertelności w wyniku chorób oddechowych i krążenia. Obok rosnących zachorowań i śmiertelności społeczności, oraz obniżającej jakości życia poszukujemy optymalnych warunków dla właściwego funkcjonowania. W Polsce południowy obszar z racji wieloletnich produkcji przemysłu ciężkiego, doprowadził jej mieszkańców do większej śmiertelności i zachorowań, co powinno stanowić krytyczny przykład dla pozostałych obszarów, jeżeli nie zostaną wprowadzone natychmiastowe zmiany. Chodzi tu przede wszystkim o bezpieczeństwo życia i zdrowia całej ludzkości.

Receptą na powyższy stan narastającego kryzysu ekologicznego, którego skutkiem jest postępujące ocieplanie się klimatu, stanowi przede wszystkim szeroko pojęta edukacja i profilaktyka społeczna. Bez wątpienia jest to jednak zadanie wyspecjalizowanych organów mających wpływ na wprowadzanie zmian w państwach. Działalnością władzy państwowej jest utrzymanie porządku, harmonii i bezpieczeństwa obywateli, dlatego też polityka państwowa powinna bezzwłocznie dokonać radykalnych przeobrażeń. Po pierwsze w zakresie organizacji kształcenia. Przez co w ramach edukacji i profilaktyki włączyć pedagogikę ekologiczną w nauczanie od pierwszego etapu edukacyjnego (edukacja wczesnoszkolna) poprzez wprowadzenie edukatorów- wyspecjalizowanych nauczycieli w dziecinie ekologii, dla wypracowania nawyku ochrony środowiska. Właściwa wiedza i umiejętności dbałości o środowisko a także odpowiednia postawa pozwolą na dostrzeżenie interakcji, w której człowiek żyje w syntezie z przyrodą. Po drugie należy doprowadzić do stanowiska, w którym polityka państwa wprowadzi wyspecjalizowanych urzędników państwowych bądź organizację w zakresie ochrony środowiska, którzy oprócz właściwego diagnozowania sytuacji i prognozyk zajmą się opracowywaniem skutecznych metod i działań na rzecz ochrony naszej planety. Celem powyższej organizacji powinna być również natychmiastowa zmiana polskiej gospodarki opartej na energetyce węglowej na gospodarkę opartą na odnawialnych źródłach energii np. energii wiatrowej (turbiny wiatrowe). Pomoc specjalistyczna kreowana przez politykę państwa powinna systematycznie współpracować, wspierać się i wzajemnie integrować z innymi państwami w celu utrzymania optymalnych warunków środowiskowych dla życia ludzkiego. Jedynie tak skonkretyzowane i radykalne działania mogą zapobiec namnażającym się krytycznym diagnozom i problemom a tym samym powstrzymają lekceważące stanowiska i brak odpowiedzialności ze strony wielu społeczeństw.

4. Wniosek końcowy

Zgodnie z powyższym stanowiskiem należy przyjąć, iż niewiedza zniewala a edukacja prowadzi do wyzwolenia.

Literatura

- Czekalski, R. (2011). Od humanizmu ekologicznego i ekofilozofii do ekoteologii. Krytyka koncepcji duchowości ekologicznej H. Skolimowskiego. *Studia Ecologiae et Bioeticae UKSW*. 9, 4, http://seib.uksw.edu.pl/sites/default/files/rafal_czekalski_od_humanizmu_ekologicznego_i_ekofilozofii_do_ekoteologii_krytyka_koncepcji_duchowosci_ekologicznej_h_skolimowskiego.pdf, stan z dn. 16 grudnia 2015, 1-15.
- Dołęga, J.M. (1998). Znaczenie filozofii w kształtowaniu świadomości proekologicznej. W: J.M. Dołęga i J. Sandner (red.) *Świadomość i edukacja ekologiczna*, 29, Warszawa.
- Dygasiński, A. (2010). Człowiek wobec tajemnicy życia na ziemi. Spojrzenie ekologa na współczesną edukację. W: Ogrodnik B., Kulik R. Skubała P. (red.) *Filozofia, psychologia i ekologia w edukacji dla zrównoważonego rozwoju*. 128. Mikołów.
- Embros, G. (2001). Filozoficzne uwarunkowania edukacji ekologicznej w ujęciu Zbigniewa Hullu. W: Czartoszewski J.W. (red.) *Edukacja ekologiczna na progu XXI wieku. Stan – możliwości – programy*. 42-43, Warszawa.
- Filipkowski, J. (1997). Proekologiczne wątki w myśli Św. Tomasza z Akwinu. W: J. Dębowski (red.) *Światopogląd i ekologia, Materiały III Olsztyńskiego Sympozjum Ekologicznego: Olsztyn-Waplewo, 11-13 września*, 117, Olsztyn.
- Gawłowski, S., Listowska-Gawłowska, R., Piecuch, T. (2011). *Bezpieczeństwo energetyczne kraju*. Monografia Nr 177. 206, Koszalin: Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej.
- Górka, A. (2010). Na tropach duchowości: ekologia głęboka i przewartościowanie dychotomii kultura – natura. *Ex nihilo*, 2(4), 28-29.
- Gromkowska-Melosik, A., Pedagogika ekologiczna. W: Kwieciński Z., Śliwerski B. (red.) *Pedagogika*. Warszawa.
- Hołub, G. (2012). Człowiek a świat naturalny. Wokół koncepcji egalitaryzmu gatunkowego Paula W. Taylora. *Logos i Etos*, 1 (32), 105-126.
- Ignatowski, G. (2013). Oenzetowskie Szczyty Ziemi a kwestia edukacji ekologicznej. *Pedagogika Rodziny*, 3 (1), 106.
- Irek, W. (2008). „Zielona religia” czy solidarność człowieka z przyrodą? *Wrocławski Przegląd Teologiczny*, 16 (2), 100.

- Kulik, R. (2010) *Czy biocentryzm jest groźny dla człowieka?* Bystra: Dzikie Życie, 1. <http://pracownia.org.pl/dzikie-zycie-numery-archiwalne>, 2253, article,5043, stan z dn. 18 grudnia 2015
- Kwieciński, Z., Śliwerski, B. (2004) *Pedagogika*. Warszawa: PWN.
- Lanza, R. (2015). *Biocentryzm. Kwantowość, człowiek, wszechświat*. Białystok: Studio Astropsychologii.
- Pedagogika, t. I..., op. cit., 435.
- Piecuch I., Piecuch T. (2013). Environmental Education and Its Socjal Effects. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection)*, 15, 192-212.
- Piecuch, I., Hewelt, G. (2013). Environmental Education – First Knowledge and Then the Habit of Environment Protection. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection)*, 15, 136-150.
- Piecuch, I., Piecuch T. (2011). Nauczanie o środowisku – nigdy nie jest za wcześnie i nigdy nie jest za późno. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection)*, 13, 711-722.
- Riga, P. (1970). Ecology and theology. *The Priest*. 26 (6), 16-21.
- Rożek, L. (2011). *Edukacja przyrodnicza w przedszkolu z elementami ekologii* Szczecin: Szczecińska Wyższa Szkoła Collegium Balticum 21-22.
- Stankiewicz, P. (2003). Drogi ekofilozofii. *Filo-Sofija*, 1 (3), 194.
- Strzałko, J., Mossor-Pietraszewska, T. (red.) (1999). *Kompendium wiedzy o ekologii*. Poznań: Wydawnictwo UAM.
- Waloszczyk, K. (1998). Duchowość we współczesnej ekologii światopoglądowej. W: J. Dębowski (red.) *Humanistyka, przyrodoznawstwo w obliczu kryzysu biosfery. Materiały IV Olsztyńskiego Sympozjum Ekologicznego Olsztyn-Waplewo, 10-12 września 1997 r.*, 125-127, Olsztyn.
- Wolter, E. (2011). *Środowisko jako kategoria pedagogiczno-ekologiczna*. Warszawa: Forum Pedagogiczne UKSW, 1, 159.
- Wolter, E. Szacunek dla życia wartością ekologiczną – pedagogiczne implikacje, <http://www.stowarzyszeniefidesetratio.pl/presentations0/wolter.pdf>, stan z dn. 18 grudnia 2015, 17-18.
- Zachariasz, A.L. (1997). Ekofilozofia a problem uzasadnienia człowieka w istnieniu. W: J. Dębowski (red.) *Światopogląd i ekologia, Materiały III Olsztyńskiego Sympozjum Ekologicznego: Olsztyn-Waplewo, 11-13 września*, 13, Olsztyn.
- Żurkowska, G. (2011). Czy ekofilozofia warta jest zachodu? Rzeszów: *ΣΟΦΙΑ. Pismo Filozofów Krajów Słowiańskich*, 11, 277-282.

Education in the Protection of the Planet Earth

Abstract

The problem of protecting the Planet of Earth against harmful human activity is nothing new. It stems from the technological development of societies, and this technological development has an adverse impact on the environment – pollution of water, soil and air.

Some countries and governments, and predominantly the members of the European Union, understand the seriousness of this very issue. However, the situation in other large countries is worse; those countries are often technological and military powers, which unfortunately fail to fully acknowledge the graveness of the issue. These countries include China, India, Pakistan, Russia, the USA, etc.

Of course, the leaders of national governments vary in terms of education and, unfortunately, this is the reason why not all the Presidents and Prime Ministers understand the seriousness of the situation; therefore, during a wide discussion which took place in December 2015, as well as at other dates, and in which participated 179 heads of state, a resolution was signed under which individual countries adopted the calendar of decreasing the emission to the atmosphere mainly of carbon dioxide.

In referring to the above fact, the article emphasises that a condition which will allow to understand the seriousness of the situation in the future is universal, thorough education in all the countries around the world, resulting not only from technical and technological knowledge, but also from certain philosophical and mental approach, which has to develop at a level as early as that of small children, even at a preschool age.

Obviously, from the pedagogical point of view, such knowledge shall be communicated at the philosophical and humanized level, in order to develop a habit later on in the future, when those children grow up and when some of them enter various self-government organisations, parliamentary organisations or international associations, and when they vote, thus making decisions about resolutions and ordinances concerning the protection of the Earth.

That is why this article somehow comprises a technical part (point 1), a philosophical part (point 2), and educational part (point 3), which constitute, in its summing up, its own final conclusion (point 4), stating that the lack of knowledge enslaves and education (ecological in this case) leads to liberation.

Streszczenie

Problem ochrony Planety Ziemia przed szkodliwą działalnością człowieka nie jest problemem nowym. Wynika on z faktu rozwoju technologicznego społeczeństw, a ten rozwój technologii rodzi negatywne skutki dla środowiska – zanieczyszczenia wody, gruntu i powietrza.

Niektóre państwa i niektóre rządy, a przede wszystkim państwa Unii Europejskiej rozumieją powagę sytuacji. Natomiast gorzej jest z innymi wielkimi państwami, będącymi często potęgą technologiczną i militarną, które niestety nie dostrzegają w pełni powagi sprawy m.in. Chiny, Indie, Pakistan, Rosja, USA, itd.

Oczywiście, na czele rządów państw stoją osoby o różnym wykształceniu i niestety z tego powodu nie wszyscy prezydenci i premierzy rozumieją powagę sytuacji i dlatego w szerokiej dyskusji, która odbyła się m.in. w grudniu 2015 roku w Paryżu w której uczestniczyło 179 głów państw, uzgodniono i podpisano rezolucje w wyniku której poszczególne państwa przyjęły kalendarz zmniejszenia emisji przede wszystkim CO₂ do atmosfery.

Artykuł ten nawiązując do powyższego faktu, zwraca uwagę, że warunkiem w przyszłości zrozumienia powagi sytuacji jest powszechna gruntowna edukacja w wszystkich państwach naszego globu i to wynikająca także nie tylko z wiedzy technicznej i technologicznej, ale z pewnego podejścia filozoficznego i mentalnego, które musi rodzić się już na etapie małego dziecka i to nawet w wieku przedszkolnym.

Oczywiście, taką wiedzę trzeba przekazywać w ujęciu pedagogicznym na płaszczyźnie filozoficznej i zhumanizowanej, aby to weszło w nawyk już potem, gdy te dzieci w przyszłości dorosną i w przyszłości niektóre z nich wejdą do różnych form organizacji samorządowych, parlamentarnych bądź też towarzystw międzynarodowych i będą miały głosować, a więc decydować o postanowieniach i zarządzeniach dotyczących ochrony Planety Ziemia.

Dlatego też artykuł ten składa się jak gdyby z części technicznej (punkt 1), części filozoficznej (punkt 2) oraz części pedagogicznej (punkt 3), który w konkluzji stanowi własny wniosek końcowy (punkt 4), że niewiedza zniewala, a edukacja (tu ekologiczna) prowadzi do wyzwolenia

Słowa kluczowe:

pedagogika, edukacja, środowisko, ekologia

Keywords:

pedagogy, education, environment, ecology



Przestrzenna zmienność parametrów fizykochemicznych gruntów z terenów silnie zasolonych

Maciej Gliniak^{}, Wiktoria Sobczyk^{**}, Izabela Wielewska^{***}*

^{}Uniwersytet Rolniczy, Kraków*

*^{**}AGH Akademia Górniczo-Hutnicza*

*^{***}Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy, Bydgoszcz*

1. Wstęp

Wzrost zapotrzebowania gospodarki na produkty przemysłu sodowego spowodował powstanie rozległych składowisk odpadów poprodukcyjnych. W czasie wieloletniej eksploatacji obiekty te wywołały niekorzystne zmiany w przyległych ekosystemach. Zaniebane składowiska odpadów posodowych są w dużej części nieużytkami, które negatywnie wpływają na otaczające środowisko, szpecą okolicę oraz zaburzają ład przestrzenny. Środowisko bardzo aktywne chemicznie szybko podlega procesom korozji chemicznej. Problemem, jaki często powstaje podczas usuwania i przewożenia zdeponowanych odpadów, jest wtórne zanieczyszczenie środowiska toksycznymi substancjami.

Jednym z takich obiektów jest teren składowisk byłych Krakowskich Zakładów Sodowych „Solvay” (KZS). Podczas stuletniej działalności przyczyniły się one do powstania trzech nadpowierzchniowych kompleksów stawów osadowych, które zajmują powierzchnię ponad 600 tys. m². Składowiska nazwane „Białymi Morzami” od koloru odpadów w nich zgromadzonych znajdują się w obszarze administracyjnym miasta Krakowa, w dzielnicy Podgórze.

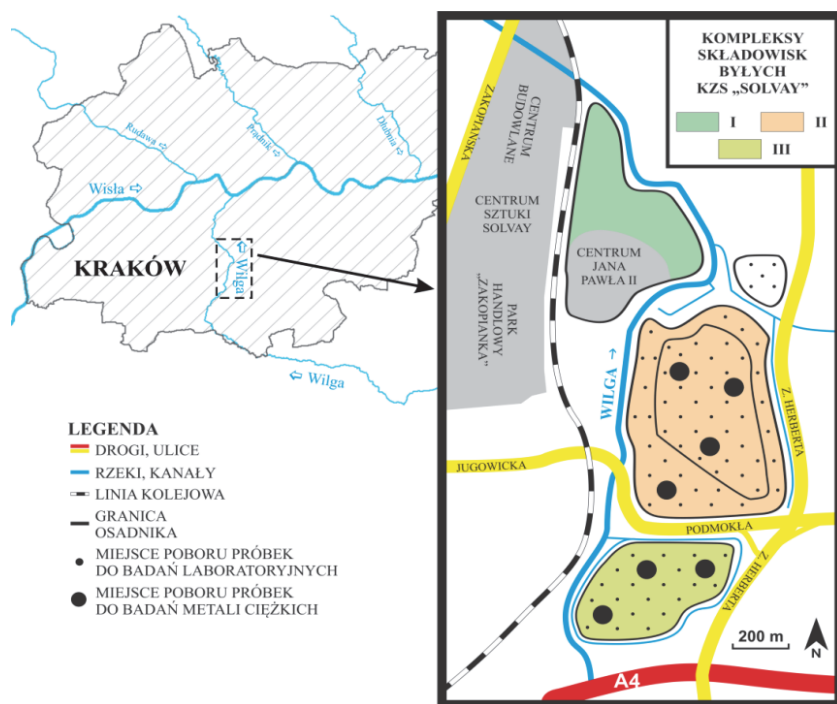
Oprócz przemysłu istotny wkład w skażenie środowiska solami ma infrastruktura drogowa. Jej gwałtowny rozwój w ostatnich latach doprowa-

dził do stosowania znaczących ilości soli i solanek do zimowego utrzymania dróg i chodników, negatywnie wpływając na jakość gruntów w ich sąsiedztwie (Bach 2011, Gliniak & Sobczyk 2014, Gliniak i in. 2014).

Zgodnie z obowiązującymi przepisami prawnymi należy prowadzić monitoring zakładów wpływających na pogarszanie się jakości środowiska oraz monitoring składowisk odpadów, które nie zostały właściwie odizolowane od otaczającego środowiska w procesie projektowania.

2. Część badawcza

Prace terenowe na terenie składowisk odpadów KZS Solvay przeprowadzono w miesiącach lipcu i sierpniu 2013 roku. Na rysunku 1 przedstawiono kolejne miejsca poboru próbek do badań laboratoryjnych.



Rys. 1. Składowisko odpadów posodowych KZS „Solvay” z zaznaczeniem kompleksów stawów osadowych (opr. własne)

Fig. 1. The research area: post-sodium waste dumping ground of KZS “Solvay” with indication former landfills complexes (author’s own study)

2.1. Cel i metodyka badań terenowych i laboratoryjnych

Celem badań była ocena przestrzennego zróżnicowania wybranych parametrów fizykochemicznych osadów na składowisku odpadów przemysłowych dawnych KZS „Solvay”. W trakcie prac terenowych monitorowano podstawowe parametry lokalnego klimatu za pomocą automatycznej stacji meteorologicznej. Analiza zebranych danych klimatycznych nie wykazała odstępstw średnich temperatur lipca i sierpnia oraz sum opadów (wynoszących odpowiednio 20°C i 34 mm) od średniej z wielolecia 1971-2010.

Szczegółowe badania terenowe na obszarach II i III kompleksu stawów osadowych obejmowały pobranie próbek materiału osadowego zgodnie z wytycznymi Polskiej Normy. Materiał badawczy pobierano za pomocą świrdrów gleboznawczych (PN-R-04031:1997). Wykonano 82 wiercenia o głębokości 150 cm. Podzielono je na pięć charakterystycznych warstw: 0-30 cm, 30-35 cm, 35-70 cm, 70-80 cm i 80-150 cm. Z każdej strefy pobrano dwie próbki osadu do badań składu ziarnowego, pH, przewodności elektrycznej właściwej, wilgotności aktualnej i koncentracji węglanów. Właściwości fizyczne i chemiczne pobranych próbek oznaczono w laboratorium ogólnie znanymi metodami:

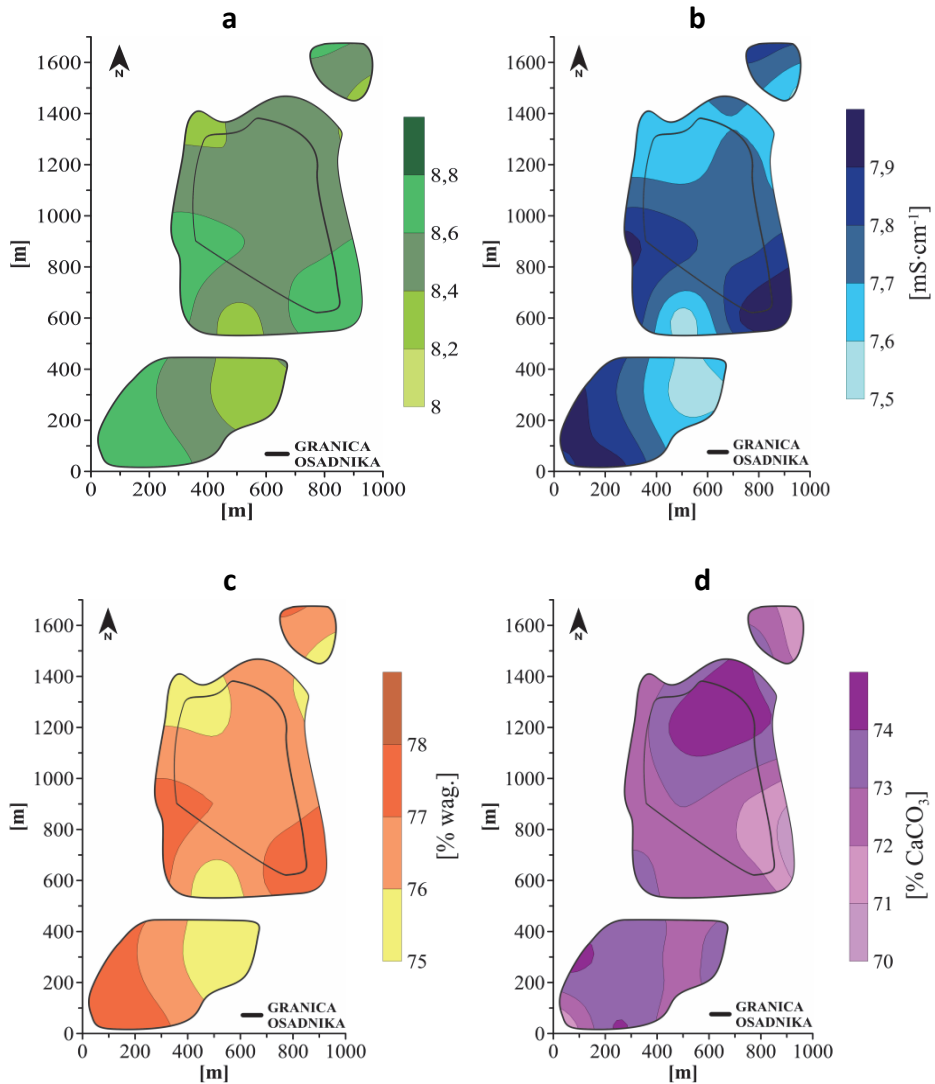
- skład granulometryczny określono metodą areometryczną Casagrande’a w modyfikacji Prószyńskiego (Drzymała i in. 1985) z podziałem materiału na grupy, według PN-R-04033:1998. Określenie gęstości objętościowej poszczególnych frakcji granulometrycznych badanych próbek wykonano według metodyki opisanej przez Bednarka i in. (2005) oraz PN-ISO 11277:2005,
- oznaczenie odczynu gleby (pH) wykonano pehametrem firmy AZ-Instruments metodą potencjometryczną zgodnie z PN-ISO 10390:1997. W każdej próbce materiału oznaczono odczyn w wodzie destylowanej i 1-molowym roztworze KCl,
- pomiar przewodności elektrycznej właściwej (EC) w ekstrakcie uzyskanym z nasyconej pasty glebowej oznaczono przy pomocy konduktometru OK-102/1 firmy Radelkis metodą konduktometryczną (PN-ISO 11265:1997, Szczepaniak 2011),
- wilgotność gleby (WA) oznaczono metodą suszarkowo-wagową (Moczek i in. 1997, PN-ISO 11465:1999),

- zawartość węglanów określono za pomocą metody objętościowej Scheiblera, stosując naważkę gleby o masie nieprzekraczającej 2 g (Bednarek i in. 2005, PN-ISO 10693:2002).

2.2. Metodyka prac kartograficznych

Otrzymane wyniki badań laboratoryjnych opracowano statystycznie za pomocą programu Statistica 10.0. Zmienność przestrzenną $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, przewodności elektrycznej właściwej, wilgotności aktualnej i zawartości węglanów (w % CaCO_3) określono metodami geostatystycznymi z wykorzystaniem programu Surfer 11. W analizie statystycznej wykorzystano funkcję semiwariogramu i graficznie przedstawiono strukturę zmienności przestrzennej. Struktura ta została wykorzystana do interpolacji wyników badań metodą krigingu. Analiza wyników obejmowała promień autokorelacji, efekt samorodka i zasięg oddziaływania semiwariogramu (Cressie 1990, Niedoba & Tumidajski 2012, Sowizdzał 2013).

Na podstawie uzyskanych modeli semiwariogramów wykreślono tematyczne mapy rastrowe, obrazujące zmienność przestrzenną analizowanych parametrów (rys. 2).

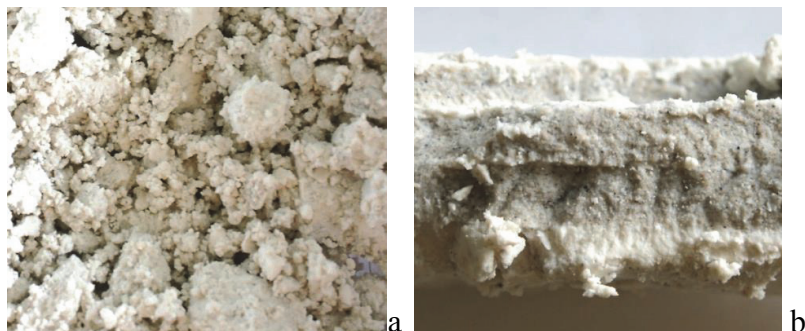


Rys. 2. Rozkład $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ (a), EC (b), WA (c) i zawartości węglanów (d) próbek materiału osadowego ze składowisk odpadów byłych Krakowskich Zakładów Sodowych na głębokości 0-30 cm (opr. własne)

Fig. 2. Distribution of $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ (a), EC (b), WA (c) and carbonate content (d) in samples of sedimentary material (0-30 cm b.g.l.) from the former landfills of Krakow Soda Works (author's own study)

2.3. Analiza wyników prac laboratoryjnych

W wyniku przeprowadzonych wierceń badawczych w materiale osadowym stwierdzono występowanie naprzemianległych warstw o różnym składzie granulometrycznym i zmiennym stopniu konsolidacji. Badania na próbkach luźnych i uwilgotnionych (rys. 3) wykazały ich przynależność granulometryczną do ilów zwykłych z domieszką ilów ciężkich (PN-B-02480:1986). Zgodnie z obowiązującą normą (PN-EN ISO 14688-1:2006) wierzchnie warstwy materiału osadowego zostały zaliczone do gruntów o drobnym uziarnieniu, charakterystycznym dla pyłów drobnych i średnich. W obrębie tej warstwy mogą występować dylatacje oraz przesuszenie materiału. Pozostałe, głębsze warstwy osadników, zostały sklasyfikowane jako grunty ilaste o bardzo drobnym uziarnieniu i różnej zawartości wilgoci.



Rys. 3. Próbkki nieskonsolidowanego (a) i skonsolidowanego (b) materiału osadowego pobranego do badań (fot. M. Gliniak)

Fig. 3. Samples of unconsolidated (a) and consolidated (b) sedimentary material, collected for the research (photo by M. Gliniak)

Analiza składu granulometrycznego potwierdziła występowanie dwóch głównych frakcji odpadów zgromadzonych w obrębie II i III kompleksu stawów osadowych: odpady stałe (pochodzące z procesów spalania koksu oraz przeróbki wapieni) oraz odpady półpłynne (szlamy pochodzące z procesów odwadniania sody). Ze względu na różne lata eksploatacji poszczególnych kompleksów składowisk są one nierównomiernie zreklutywowane. Kompleks II (starszy) został poddany rekultywacji technicznej i biologicznej, która polegała na przykryciu składowiska 30-centymetrową warstwą gruntu niezanieczyszczonego oraz obsia-

niu mieszanką traw. Kompleks III (młodszy) został częściowo zrehabilitowany w fazie technicznej, która objęła izolację odpadów warstwą gruntu niezanieczyszczonego oraz obsiew mieszanką traw. W trakcie prac rekultywacyjnych wykonano nasadzenia roślinności drzewiastej i krzewiastej na obydwu kompleksach, w miejscach skarp szczególnie narażonych na erozję wodną.

Tabela 1. Zestawienie średnich wartości oznaczeń laboratoryjnych dla II i III kompleksu stawów osadowych w obrębie składowisk byłych Krakowskich Zakładów Sodowych „Solvay” (opr. własne)

Table 1. Specification of average values of laboratory markings for the 2nd and 3rd complexes of former landfills Krakow Soda Works „Solvay” (author’s own study)

Parametr	Głębokość	Skład granulometryczny		pH		Przewodność elektryczna właściwa	Wilgotność aktualna	Zawartość węglanów
		PN-B 02480:1986*	PN-EN ISO 14688:2006**	H ₂ O	KCl			
	[cm]	[-]	[-]	[-]	[-]	[mS·cm ⁻¹]	[% wag.]	[% CaCO ₃]
Kompleks II	0–30	II/G	Msi/Fsi	8,5	8,9	7,25	76,48	72,16
	30–35	Ip	CL	10,5	10,9	9,03	71,06	75,96
	35–70	III	CL	9,9	10,4	11,89	71,21	78,45
	70–80	Ip	CL	11,5	11,7	12,72	60,87	81,01
	80–150	I	CL	12,3	12,7	13,95	72,56	83,73
Kompleks III	0–30	GII	Fsi	8,4	8,8	7,82	76,92	72,96
	30–35	III	CL	10,5	10,9	9,10	71,19	76,42
	35–70	I	CL	10,0	10,4	12,01	71,42	78,29
	70–80	Ip	CL	11,6	11,9	12,75	61,01	81,10
	80–150	I	CL	12,3	12,7	13,84	72,41	83,69

* II – pył, Ip – ił piaszczysty, I – ił, G – glina (PN-B-02480:1986)

** Msi – pył średni, Fsi – pył drobny, CL – ił (PN-EN ISO 14688-1:2006)

Badania laboratoryjne wykazały bardzo zróżnicowane warunki fizykochemiczne panujące na terenie składowisk byłych KZS. W tabeli 1 zestawiono średnie wartości analizowanych parametrów w obrębie poszczególnych warstw osadów. Zaobserwowano wyraźną tendencję wzrostu wartości pH, EC oraz koncentracji węglanów wraz z głębokością. Badane próbki odznaczają się uziarnieniem ilastym lub pylastym i zasadowym odczynem ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 8,51-12,34). Alkaliczny odczyn podłoża jest dodatnio skorelowany z EC, obserwowaną w przedziale 7,25-13,95 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ przy WA podłoża w zakresie 60,87-76,92% wag.

Wierzchnia warstwa materiału osadowego (0-30 cm p.p.t.) odznacza się zasadowym odczynem (zmierzonym w wodzie i 1-molowym KCl) i przewodnością elektryczną charakterystyczną dla gruntów naturalnie zasolonych (średnio 7,7 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$). Wilgotność aktualna badanych próbek kształtowała się na poziomie 76,5%, nie odbiegając znacząco od wartości charakterystycznych dla gruntów znajdujących się na terenie Krakowa. Najwyższe wartości oznaczanych parametrów pH, EC i WA odnotowano w próbkach z obszarów porośniętych roślinnością zielną, a najniższe z terenów zadrzewionych i zakrzewionych. Analizując horyzontalny rozkład parametrów, można zauważyć, że prawdopodobne kierunki przepływu wód infiltrujących to południowy zachód (kompleks II) i wschód (kompleks III), o czym świadczą najniższe wartości badanych wskaźników. Teren osadników znajdujących się wzdłuż koryta rzeki Wilgi odznacza się najwyższymi wartościami analizowanych parametrów.

Warstwa osadów znajdująca się na głębokości 30-35 cm, ze względu na wysoki stopień skonsolidowania, stanowi pierwszą barierę dla infiltracji wód opadowych i prawidłowego rozwoju systemu korzeniowego roślin. Poziom ten odznacza się zasadowym odczynem i przewodnością elektryczną właściwą charakterystyczną dla gruntów skażonych chemicznie (średnio 9,1 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$). Wilgotność aktualna tego poziomu jest stała i wynosi około 71%. W trakcie badań stwierdzono występowanie wertykalnych spękań (rys. 4), które lokalnie mogą wpływać na obniżenie wartości badanych parametrów. Najwięcej szczelin znajdowało się po stronie wschodniej (kompleks II) i południowej (kompleks III). Jako prawdopodobny kierunek infiltracji wód opadowych dla tej warstwy materiału osadowego przyjęto południowy wschód (kompleks II) i południe (kompleks III). Największa koncentracja związków alkalicznych wpływających na badane parametry znajduje się w części środ-

kowej II kompleksu stawów osadowych i wschodniej (od strony ul. Herberta) dla III kompleksu osadników.



Rys. 4. Spękania skonsolidowanej warstwy osadów wywołane długotrwałą suszą. Składowisko byłych Krakowskich Zakładów Sodowych (fot. M. Gliniak)
Fig. 4. Cracks in the consolidated layer of the sediments caused by the long drought. Dumping grounds of former Sodium Processing Plant in Kraków (photo by M. Gliniak)

Analizowane parametry osadów z głębokości 35-70 cm odznaczają się większym zróżnicowaniem wartości w przypadku pH i WA niż warstwy osadów zalegające powyżej. Zasadowy odczyn warstwy wykazuje podobny rozkład przestrzenny jak wilgotność aktualna, przyjmująca wartości 69-73%. Przewodność elektryczna właściwa zmierzona w próbkach pobranych z głębokości 35-70 cm p.p.t. wynosi średnio $11,6 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ i jest toksyczna dla większości roślin, z wyjątkiem gatunków bardzo odpornych, np. jęczmień, burak cukrowy, rzepak, które tolerują EC w zakresie $8\text{-}12 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Zauważono stabilność EC w II kompleksie stawów osadowych (około $12,5 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$). Ze względu na występowanie szczelin w warstwie materiału osadowego na głębokości 30-35 cm p.p.t. i niejednorodność zdeponowanych odpadów, na omawianej głębokości zaobserwowano warunki sprzyjające zaburzeniom przepływu wody. W każdym z badanych kompleksów stawów zaobserwowano koncentryczne regiony suche o silnie zasadowym odczynie i regiony o znacznej wilgotności i odczynie zasadowym, zlokalizowane w północno-wschodniej części II kompleksu i zachodniej części III kompleksu osadników. Występowanie miejsc

akumulacji jonów zasalających jest prawdopodobnie spowodowane mniejszą zdolnością wymywającą wód opadowych, docierających do tej warstwy (35-70 cm p.p.t.).

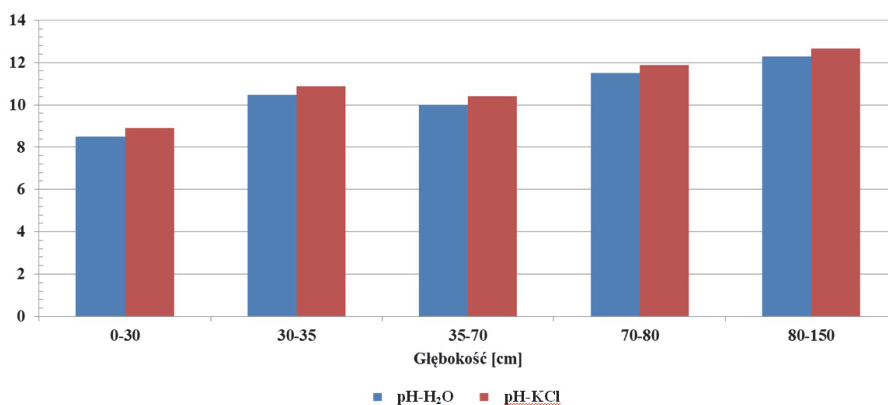
Warstwa osadów znajdująca się na głębokości 70-80 cm jest drugą warstwą skonsolidowaną w obrębie osadników. Poziom ten odznacza się odczynem silnie zasadowym ($\text{pH} > 11$) i zawartością wilgoci na średnim poziomie 61%. Przewodność elektryczna tej warstwy wynosi około $13,0 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$. W omawianej warstwie stwierdzono koncentrację dużej ilości związków alkalicznych w osadach zdeponowanych od strony koryta rzeki Wilgi na terenie II kompleksu osadników. Może to być wywołane wtórną akumulacją jonów, pochodzących z nadległych warstw materiału osadowego, którego źródłem jest nasycony solami roztwór wody opadowej. Kompleks ten w częściach północnej i południowej jest przesuszony oraz stabilny pod względem przewodności i odczynu. III kompleks stawów osadowych odznacza się stałym odczynem oraz lokalnym spadkiem wartości EC w środkowej części warstwy. Podczas wykonywania prac terenowych w obrębie omawianego poziomu stwierdzono występowanie wertykalnych spękań, przez które może infiltrować woda opadowa do głębszych warstw osadników.

Osady znajdujące się na głębokości 80-150 cm wykazały podobne wartości parametrów jak w warstwie wierzchniej (0-30 cm). Występują tu optymalne warunki uwilgotnienia (średnio 73,5%), mogące powodować występowanie lokalnej płynności badanego osadu w obrębie warstwy. Najbardziej stabilne warunki w tej warstwie występują w centralnej części II kompleksu stawów osadowych oraz w części wschodniej III kompleksu. Również w tym poziomie odczyn przyjmuje wartości od zasadowych do silnie zasadowych, przy wysokich wartościach przewodności elektrycznej właściwej (toksycznej dla roślin). W obrębie tej warstwy prawdopodobnie występują dwa obszary infiltracji wód: centralny (II kompleks) i wschodni (III kompleks).

3. Dyskusja wyników badań

Na podstawie analizy danych stwierdzono, że odczyn badanych próbek mieści się w zakresie od zasadowego do silnie zasadowego, wykazując jednostkową zmienność w obrębie badanej warstwy. Odczyn roztworu wodnego materiału osadowego wzrasta z głębokością, co może świadczyć o przemieszczaniu się jonów o charakterze zasadowym do

niższych partii osadników. Przeprowadzone pomiary pH wykazały także bardziej alkaliczny odczyn skonsolidowanych warstw odpadów posodowych niż warstw przyległych do nich. Pomiary pH w roztworze KCl przejawiały podobną zmienność i rozkład przestrzenny do pomiarów wykonanych w roztworze wodnym. Różnica w przeprowadzonych pomiarach dotyczy koncentracji jonów H_3O^+ w roztworze – ich większą ilość odnotowano podczas pomiarów pH w KCl (rys. 5). Uzyskane wartości pH w wierzchniej warstwie stawów osadowych są zbliżone do wartości podawanych w literaturze (Boroń i in. 2000).



Rys. 5. Wykres średnich wartości pH zmierzonego w wodzie destylowanej i 1-molowym roztworze KCl dla poszczególnych warstw (opr. własne)

Fig. 5. Graph of average pH values, measured in distilled water and 1-mol KCl solution for the particular layers (author's own study)

Analiza rozkładów EC wykazała, że wszystkie badane próbki odznaczają się wartością przewodnictwa charakterystyczną dla gleb silnie zasolonych, o dużym prawdopodobieństwie występowania korozji betonu. Ze względu na wysokie wartości EC w warstwach znajdujących się poniżej warstwy 0-30 cm stwierdza się niekorzystne warunki dla wzrostu i rozwoju większości gatunków roślin. Obecność warstw skonsolidowanych osadów wyznaczają wyraźne granice wertykalnej zmienności przewodności elektrycznej. Występowanie wyższych wartości EC w warstwach 30-35 cm p.p.t. i 70-80 cm p.p.t. jest spowodowane ich teksturą. Budowa ta ma cechy materiałów porowatych, w których mogą się akumulować jony o charakterze zasadowym, odpowiedzialne za zmia-

ny EC. Porównując wyniki uzyskane z pomiarów pH i EC, można stwierdzić występowanie silnej dodatniej zależności korelacyjnej pomiędzy nimi – wzrost pH i głębokości powoduje wzrost EC. Zależność tę w swoich badaniach wykazywali także inni autorzy (Grünewald i in. 2006).

Analiza wilgotności aktualnej wskazuje na możliwości wzrostu i rozwoju roślin, ponieważ jej wartości nie spadają poniżej 60%. Obecność warstw skonsolidowanych skutecznie ogranicza zmienność wilgotności, utrzymując ją na stabilnym poziomie. Wysoka wilgotność materiału osadowego jest niekorzystna dla posadwienia w nich budynków, ponieważ zwiększa ryzyko wystąpienia korozji betonu. Dodatkowym problemem, na który bardzo silny wpływ ma wilgotność, jest kurczliwość materiału, prowadząca do spękań i mikroobniżen terenu.

4. Wnioski

Uzyskane wyniki badań pozwoliły na skonstruowanie następujących wniosków:

- wartości przewodności elektrycznej właściwej we wszystkich badanych próbkach są znamienne dla gleb silnie zasolonych,
- występuje silna dodatnia zależność korelacyjna pomiędzy odczynem gleby, głębokością i przewodnością elektryczną właściwą,
- obecność w próbkach gruntu jonów o charakterze zasadowym stwarza warunki stresowe dla wzrostu i rozwoju roślin głęboko korzeniących się, toteż w projektowaniu zieleni bardzo ważnym aspektem jest uwzględnienie gatunków roślin o płytkim systemie korzeniowym i wysokiej odporności na silne zasolenie podłoża (np. suchodrzew zwyczajny, trzmielina pospolita, klon polny, robinia akacjowa),
- charakterystyczne parametry fizyczne i chemiczne podłoża: zasadowe pH, toksyczna przewodność elektryczna właściwa, niejednorodność składowanego materiału, stanowią podstawę do przeprowadzenia rekultywacji technicznej i biologicznej badanego obszaru w kierunku leśnym i mają duże znaczenie w projektowaniu jego funkcji przestrzennych,
- ze względu na ilaste uziarnienie zdeponowanych odpadów i ich toksyczne właściwości (o ustalonej równowadze przestrzennej), analizowany obszar nie powinien być poddawany zabiegom agrotechnicznym, które mogłyby rozluźnić skonsolidowane warstwy osadów.

Zrealizowano w ramach pracy statutowej w KIŚPS AGH
(umowa nr 11.11.100.482)

Literatura

- Drzymała, S., Maszner, P., Michałek, K., Mocek, A. (1985). *Analiza i klasyfikacja gleb*. Poznań: Wydawnictwo AR.
- Bach, A. (2011). *Przeprowadzenie badań zanieczyszczenia metalami ciężkimi gleb terenów zieleni przylegających do ciągów komunikacyjnych i ocena stopnia zasolenia wraz z oznaczeniem poziomu pH gleby*. Kraków: Urząd Miasta Krakowa.
- Bednarek, R., Dziadowiec, H., Pokojska, U., Prusinkiewicz, Z. (2005). *Badania ekologiczno-gleboznawcze*. Warszawa: Wydawnictwo PWN.
- Boroń, K., Zając, E., Klatka, S. (2000). Rekultywacja terenu składowania odpadów KZS „Solvay” w Krakowie. *Inżynieria ekologiczna, Vol. 1 – Ochrona i rekultywacja gruntów*, 58-64.
- Cressie, N. (1990). The origins of kriging. *Mathematical Geology*, 22, 239-252.
- Gliniak, M., Sobczyk, W. (2014). Koncepcja zagospodarowania terenu przemysłowego „Solvay”. *Rocznik Naukowy Edukacja-Technika-Informatyka: Problemy edukacji ekologicznej i społecznej*, 5(1), 354-359.
- Gliniak, M., Pawul, M., Sobczyk, W. (2014). Wpływ transportu i składowisk przemysłowych byłych Krakowskich Zakładów Sodowych „Solvay” na stan i jakość wody rzeki Wilga w Krakowie. *Logistyka*, 4, 4295-4302.
- Grünewald, G., Kaiser, K., Reinhold, J., Guggenberger, G. (2006). Organic matter stabilization in young calcareous soils as revealed by density fractionation and analysis of lignin-derived constituents. *Organic Geochemistry*, 37(11), 1573-1589.
- Mocek, A., Drzymała, S., Maszner, P. (1997). *Geneza, analiza i klasyfikacja gleb*. Poznań: Wydawnictwo AR.
- Niedoba, T., Tumidajski, T. (2012). Application of ordinary kriging in purpose of determination of ash contents in coal dependably on density and particle size of contaminated material. In: *IMPC: XXVI International Mineral Processing Congress, Indie*, 3835-3843.
- PN Polskie Normy (PN-B-02480:1986. Grunty budowlane – Określenia, symbole, podział i opis gruntów; PN-R-04031:1997. Analiza chemiczno-rolnicza gleby – Pobieranie próbek; PN-R-04033:1998. Gleby i utwory mineralne – Podział na frakcje i grupy granulometryczne; PN-ISO 10390:1997. Jakość gleby. Oznaczanie pH; PN-ISO 10693:2002. Jakość gleby. Oznaczanie zawartości węglanów. Metoda objętościowa; PN-ISO 11265:1997. Jakość gleby. Oznaczanie przewodności elektrycznej właści-

wej; PN-ISO 11465:1999. Jakość gleby. Oznaczanie zawartości suchej masy gleby i wody w glebie w przeliczeniu na suchą masę gleby. Metoda wagowa; PN-ISO 11277:2005. Jakość gleby. Oznaczanie składu granulometrycznego w mineralnym materiale glebowym. Metoda sitowa i sedymentacyjna; PN-EN ISO 14688-1:2006. Badania geotechniczne. Oznaczanie i klasyfikowanie gruntów. Część 1. Oznaczanie i opis. Część 2. Zasady klasyfikowania.

Sowiżdżał, K. (2013). *Studium metod analizy geostatystycznej w aspekcie optymalnego odtworzenia charakterystyki zbiornikowej podstawowych typów złóż węglowodorów*. Rozprawa doktorska, Kraków: WGGiOŚ AGH.

Szczepaniak, W. (2011). *Metody instrumentalne w analizie chemicznej*. Warszawa: Wydawnictwo PWN.

Spatial Variability of Physicochemical Parameters of Soil in Highly Saline Areas

Abstract

An important source of anthropogenic environment pollution with salts is the sodium industry. Post-production waste dumping grounds, located near the plants, have a negative impact on the surrounding environment because rain water scours harmful substances from them. The aim of this article is to assess the spatial variability of selected physicochemical parameters of soil on the premises of former Sodium Processing Plant "Solvay" in Kraków. The laboratory research showed that the analyzed material has a strong alkaline reaction (average pH > 10), high electric conductivity (average > 10 mS·cm⁻¹) and medium humidity of 60%. There are also ions of alkaline reaction, easily soluble in rain water, which have the ability to accumulate in the deeper layers of the dumping grounds. The existence of those ions in the ground samples creates very stressful conditions for the growth and development of long-rooted plants, therefore it is important in greenery design to include such species of plants that have a shallow root system and are resistant to high salinity of the soil. The characteristic physicochemical parameters of the ground as well as the heterogeneity of the stored material constitute a basis for technological and biological reclamation of the studied area and have large significance in designing its spatial functions.

Streszczenie

Ważnym źródłem antropogenicznych zanieczyszczeń środowiska solami jest przemysł sodowy. Składowiska odpadów poprodukcyjnych, lokalizowane obok zakładów, negatywnie wpływają na otaczające środowisko, gdyż wody opadowe wymywają z nich szkodliwe substancje. Celem niniejszego artykułu jest ocena przestrzennego zróżnicowania wybranych parametrów fizykochemicznych osadów na terenie składowisk dawnych Krakowskich Zakładów Sodyowych „Solvay”. Na podstawie analizy granulometrycznej stwierdzono występowanie naprzemianległych warstw o uziarnieniu ilastym i różnym stopniu konsolidacji odpadów. Badania laboratoryjne wskazują, iż analizowany osad charakteryzuje się odczynem silnie alkalicznym (średnie pH > 10), wysoką przewodnością elektryczną właściwą (średnio > 10 mS·cm⁻¹) i średnią wilgotnością aktualną na poziomie 60%. Stwierdzono obecność jonów o charakterze zasadowym, łatwo rozpuszczalnych w wodzie opadowej, które mają zdolność do akumulacji w głębszych warstwach składowisk. Występowanie tych jonów w próbkach gruntu stwarza warunki stresowe dla wzrostu i rozwoju roślin głęboko korzeniujących się, toteż w projektach zieleni bardzo ważnym aspektem jest uwzględnienie gatunków roślin o płytkim systemie korzeniowym i wysokiej odporności na silne zasolenie podłoża. Charakterystyczne parametry fizykochemiczne podłoża i niejednorodność składowanego materiału stanowią podstawę do przeprowadzenia technicznej i biologicznej rekultywacji badanego obszaru i mają duże znaczenie w projektowaniu jego funkcji przestrzennych.

Słowa kluczowe:

KZS „Solvay”, zasolenie, parametry fizykochemiczne

Keywords:

KZS „Solvay”, salinity, physicochemical parameters



Mobilność na obszarze miejskim w ochronie środowiska

Norbert Chamier-Gliszczyński, Tadeusz Bohdal
Politechnika Koszalińska

1. Wstęp

Zbiorowość ludzi wraz z ich potrzebami, dążeniami i życiowymi aspiracjami stanowi istotny element środowiska miejskiego. Jakość ich życia i otaczającego środowiska naturalnego zależy od tego, jak wyglądają i funkcjonują miasta. To na obszarach miejskich w przeważającej części realizowana jest działalność gospodarcza, dokonuje się inwestycji i tworzy nowe miejsca pracy. Zatem, obszary miejskie stanowią płaszczyznę do działań ukierunkowanych na ochronę środowiska.

Aktywność będąca zbiorem indywidualnych i zbiorowych zachowań użytkowników obszarów miejskich generuje konieczność przewozu ładunków, przesyłania informacji, a przede wszystkim potrzebę przemieszczania osób. Wraz z rozwojem miast liczba tych potrzeb rośnie i obszary miejskie stoją w obliczu problemu jak zorganizować przewóz ładunków i osób, ograniczając jednocześnie ich negatywny wpływ na środowisko naturalne. Działania w obszarze przewozu ładunków odnoszą się do komodalności transportu (Jacyna 2012) i ekologii (Dyczkowska 2012, 2013). Natomiast w obszarze transportu osób działania obejmują budowę specjalistycznych systemów (Szarata 2005, 2014), wdrażanie projektów (Kiba-Janiak & Cheba 2014), (Kasperska 2015), (Merkisz i in. 2013) i kształtowanie mobilności w miastach (Chamier-Gliszczyński 2011, 2013). Istotę mobilności należy upatrywać w świadomym kształtowaniu zachowań komunikacyjnych w miastach. Należy również zwrócić uwagę na szkodliwe oddziaływanie środków transportu miejskiego na otaczające środowisko poprzez emisję spalin, które zaliczane są do gazów cieplarnia-

nych. Wpływa to nie tylko na wzrost szkodliwych substancji w miejskim powietrzu, ale jest jedną z przyczyn powstawania efektu cieplarnianego na Ziemi (Bohdal i in. 2011, 2015). Dlatego właściwa organizacja przewozów miejskich ma istotne znaczenie zarówno pod względem ekologicznym jak i społecznym (Bohdal & Walczak 2013).

Celem artykułu jest opracowanie założeń do kształtowania mobilności na obszarze miejskim w aspekcie ochrony środowiska. Osiągnięcie celu oparto na kształtowaniu zachowań komunikacyjnych i ujęciu systemowym mobilności na obszarze miejskim. W artykule zaprezentowano wyniki badań zachowań komunikacyjnych w wybranym mieście.

2. Kształtowanie zachowań komunikacyjnych

Zachowania komunikacyjne to określony rodzaj zachowań użytkowników obszarów miejskich związanych z realizacją potrzeb przemieszczania. Integralną częścią zachowań komunikacyjnych są decyzje w zakresie sposobu i procesu realizacji podróży. Decyzje o sposobie podróży podejmowane są na podstawie własnych poglądów, opinii oraz przekonań odnoszących się do wyobrażeń o tym, w jaki sposób można najlepiej zrealizować poszczególną podróż. Użytkownik obszarów miejskich podejmuje decyzje o sposobie podróży w odniesieniu do podróży obligatoryjnych i fakultatywnych. W przypadku podróży fakultatywnych użytkownik rozważa wiele wariantów podróży i wybiera wariant jak najbliższy wymaganiom odnoszących się do czasu, niezawodności, bezpieczeństwa, itd. (Szołtysek 2011). Natomiast w przypadku podróży obligatoryjnych stosuje szeroko idące uproszczenie i w konsekwencji powiela utrwalone zachowania komunikacyjne nie zawsze racjonalne ekonomicznie, środowiskowo i społecznie. Obarczone negatywnymi oddziaływaniami podróże obligatoryjne powielane codziennie przez znaczną liczbę użytkowników to poważne konsekwencje dla środowiska. Podstawowym generatorem negatywnego efektu są podróże realizowane samochodami osobowymi. Odnosząc się do przeprowadzonych badań dotyczących zachowań społecznych w kwestii zrównoważonego transportu w polskich miastach zauważyć można, że 64% wszystkich podróży zrealizowanych w dni powszednie stanowią podróże obligatoryjne. Większość tych podróży wykonywanych jest samochodem osobowym i tak w podróżach krótkich do 5 km stanowi to blisko 78%

podróży (Raport 2010a). W celu ochrony środowiska istotnym jest podjęcie działań w kierunku kształtowania zachowań komunikacyjnych użytkowników obszarów miejskich.

Podstawowym celem kształtowania zachowań komunikacyjnych użytkowników obszarów miejskich jest uzyskanie racjonalnych i zrównoważonych sposobów podróżowania. Takich, które zaspokoją potrzeby przemieszczania się użytkowników obszarów miejskich bez uszczerbku dla środowiska.

Zachowania komunikacyjne na obszarach miejskich mogą być kształtowane za pomocą różnego typu instrumentów. Powszechnie stosowanymi są instrumenty ekonomiczne, administracyjne, prawne, informacyjne (Grzywacz i in. 2003). Wymienione instrumenty można podzielić na dwie grupy. Pierwszą grupę stanowią instrumenty bodźcowe, których oddziaływanie jest głównie przez narzędzia ekonomiczne. Natomiast drugą grupę stanowią instrumenty w formie imperatywu, czyli narzędzia administracyjne i prawne w postaci nakazów i zakazów. Ważną grupę stanowią również instrumenty w postaci tzw. środków miękkich i twardych, które z powodzeniem można wykorzystać do kształtowania zachowań komunikacyjnych. Tego typu środki z powodzeniem wykorzystuje się w zarządzaniu mobilnością. Trzon tych instrumentów stanowią środki miękkie wzmacniające efektywność środków twardych. Do środków twardych można zaliczyć między innymi działania polegające na modernizacji, rozbudowie punktowej i liniowej infrastruktury transportowej, zakupie nowych ekologicznych publicznych środków transportu. Natomiast środki miękkie to instrumenty obejmujące:

- informacje i doradztwo, tj.: przekazywanie użytkownikom obszarów miejskich informacji na temat funkcjonowania proekologicznych rozwiązań transportowych, ekologicznych środków transportu, istniejącej struktury przemieszczeń w mieście, poszukiwania i oceny nowych wariantów podróży oraz rekomendowanie rozwiązań,
- organizację usług i rozwiązań, np. organizacja systemów carooling, carsharing oraz usług transportowych dla osób niepełnosprawnych,
- działania edukacyjne czy marketingowe.

Sformułowane instrumenty przyczyniają się do zwiększenia świadomości społecznej, wpływają na nastawienie społeczne, co w rezultacie prowadzi do zmiany zachowań komunikacyjnych w miastach.

2.1. Edukacja w kształtowaniu zachowań komunikacyjnych

Instrumenty edukacyjne w kształtowaniu zachowań komunikacyjnych użytkowników obszarów miejskich stanowią ważny element. Autor publikacji (Wiater 2011) na podstawie przeprowadzonych badań wnioskuje, że ludzie chociaż często posiadają dużą wiedzę, nie zauważają własnego udziału i wpływu na środowisko. Bardzo często prezentowana jest postawa, że samodzielnie nic nie da się zrobić w kwestii ochrony środowiska. Zatem jeśli oczekujemy od społeczeństwa zachowań prośrodowiskowych, musimy prowadzić edukację ekologiczną (Sikora 2012) i pedagogikę społeczną w zakresie ochrony środowiska (Piecuch & Piecuch 2013). Edukacja ta powinna opierać się na prezentowanym w pracy (Piecuch & Hewelt 2013) podejściu, że w pierwszej kolejności wiedza a potem nawyk ochrony środowiska. Na nauczanie o środowisku nigdy nie jest za wcześnie i nigdy nie jest za późno (Piecuch & Piecuch 2011).

Działania edukacyjne jako instrumenty w kształtowaniu zachowań komunikacyjnych w miastach możemy podzielić na trzy etapy. Pierwszy etap to działania zmierzające w kierunku uświadomienia użytkownikom obszarów miejskich zagrożeń wynikających z podróży wykonywanymi samochodami osobowymi, ale także ich eksploatacji jak i zagospodarowania odpadów, które generują (Chamier-Gliszczyński 2010, 2011a, 2011b, 2011c). Edukacja na tym etapie ma na celu uzmysłowienie użytkownikom miast, że każdorazowa podróż samochodem osobowym wiąże się z ujemnym wpływem na środowisko, a wzrost congestii generuje negatywne konsekwencje środowiskowe, społeczne i ekonomiczne. Drugi etap to działania edukacyjne w kierunku przekazania niezbędnej wiedzy i informacji o alternatywnych sposobach podróżowania w odniesieniu do podróży samochodami osobowymi. Pozyskana na tym etapie wiedza powinna umożliwić użytkownikom obszarów miejskich na poszukiwanie rozwiązań, a także ocenę wariantów odbywania podróży w kontekście minimalizacji wpływu danej podróży na środowisko miejskie jak i minimalizacji czasu i kosztów podróży. Trzeci etap to ugruntowanie zdobytej wiedzy i wdrażanie jej w codziennych podróżach.

3. Mobilność na obszarze miejskim w ujęciu systemowym

Mobilność na obszarze miejskim korzystnie jest przedstawiać w postaci systemu. Tak sformułowany system określa złożoną całość

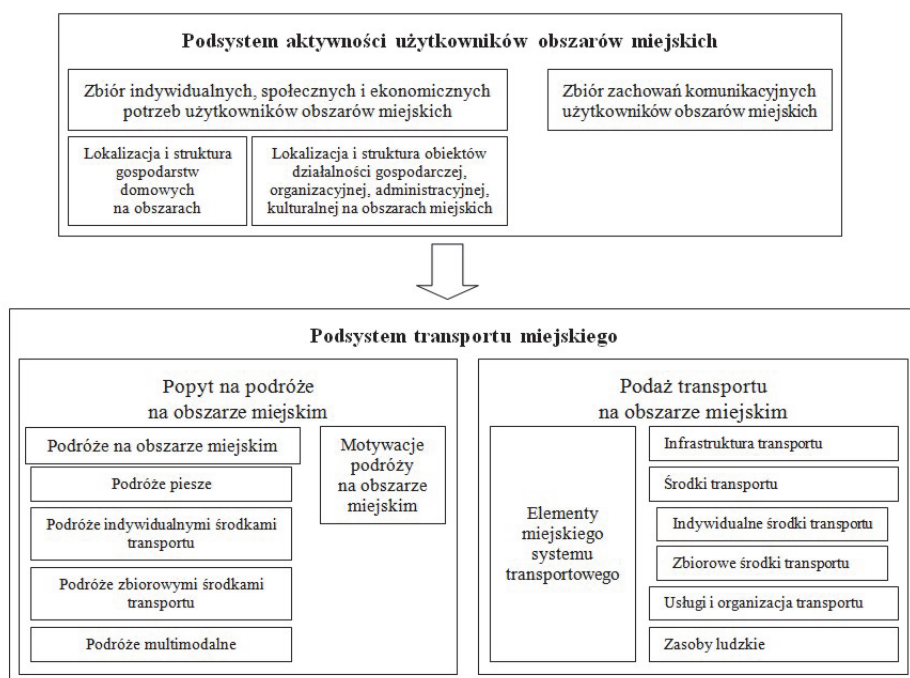
rozważaną jako jednostkę składającą się z elementów i relacji między nimi. System mobilności na obszarze miejskim jest złożonym obiektem, w którym w zależności od przyjętego kryterium można wyodrębnić szeregi podsystemów. Na potrzeby prowadzonych badań w systemie mobilności na obszarze miejskim wyróżniono podsystem aktywności użytkowników obszarów miejskich i podsystem transportu miejskiego (rys. 1). Formalnie, system mobilności na obszarze miejskim SM możemy zapisać jako uporządkowaną dwójkę postaci:

$$SM = \langle SA, ST \rangle \quad (1)$$

gdzie:

SA – podsystem aktywności użytkowników obszarów miejskich,

ST – podsystem transportu miejskiego.



Rys. 1. Struktura systemu mobilności na obszarze miejskim

Fig. 1. The structure of the system mobility in urban areas

Podsystem aktywności użytkowników obszarów miejskich to zbiór indywidualnych, społeczno-ekonomicznych potrzeb i zachowań użytkowników obszarów miejskich (mieszkańców, przedsiębiorstw itd.), które generują określone potrzeby przemieszczania na obszarach miejskich. Na wielkość tych potrzeb jak również ich rozkład przestrzenny, czasowy wpływa lokalizacja, struktura obiektów dowolnej działalności człowieka i gospodarstw domowych (Żochowska 2015). Natomiast, co do decyzji o sposobie podróżowania oraz samym procesie realizacji przemieszczeń decydujące znaczenie mają zachowania komunikacyjne. W związku z tym podsystem aktywności użytkowników obszarów miejskich zapisano jako uporządkowaną dwójkę postaci:

$$SA = \langle ZP, ZK \rangle \quad (2)$$

gdzie:

ZP – zbiór indywidualnych, społecznych i ekonomicznych potrzeb użytkowników obszarów miejskich,

ZK – zbiór zachowań komunikacyjnych użytkowników obszarów miejskich.

Podsystem transportu miejskiego w systemie mobilności na obszarze miejskim zapisano jako uporządkowaną dwójkę postaci:

$$ST = \langle PO, PD \rangle \quad (3)$$

gdzie:

PO – popyt na podróże na obszarze miejskim,

PD – podaż transportu na obszarze miejskim.

Popyt na podróże jest odzwierciedleniem liczby podróży generowanych lub absorbowanych przez dany obszar miejski. Wynika z przestrzennego rozmieszczenia obiektów dowolnej działalności człowieka i gospodarstw domowych. Realizowana na podstawie popytu podróż to sekwencja elementarnych przemieszczeń wykonywanych pieszo bądź/i za pośrednictwem określonych środków transportu między punktem początkowym (źródłem) a punktem końcowym (celem podróży). Wszystkie pozostałe punkty podróży określane są jako punkty pośrednie (np. miejsca parkingowe, przystanki, dworce itp.). Podróż realizowana jest w ściśle określonej motywacji jak i z wykorzystaniem określonego sposobu przemieszczenia na odpowiednio wybranej trasie w sieci transpor-

towej. Najczęściej wyszczególnianych jest siedem motywacji, z których pierwszych sześć uwzględnia podróże związane z miejscem zamieszkania, a siódma to podróże niezwiązane z domem. W odniesieniu do podróży związanych z miejscem zamieszkania wyróżnia się motywacje związane z jego opuszczeniem (dom – praca, dom – nauka, dom – inne) i z powrotem (praca – dom, nauka – dom, inne – dom). Motywację podróży możemy przedstawić jako relację wyrażającą związek między punktem początkowym podróży a punktem końcowym podróży. Tym samym motywacja podróży jest uporządkowaną parą (p, k) , w której pierwszy element pary jest punktem początkowym p , natomiast drugi element pary to punkt końcowym k . Zbiór M motywacji podróży możemy zapisać jako podzbiór iloczynu kartezjańskiego:

$$M \subseteq P \times K = \{(p, k): p \in P, k \in K\} \quad (4)$$

gdzie:

P – zbiór punktów początkowych podróży,

K – zbiór punktów końcowych podróży.

Istotnym jest również to, że motywacja podróży ma sens tylko w przypadku, kiedy punkt końcowy jest osiągalny z punktu początkowego, tzn. istnieje co najmniej jedna droga łącząca punkt p z punktem k .

Uwzględniając specyfikę podróży na obszarach miejskich wyróżniamy podróże piesze i niepiesze. Mając na uwadze zróżnicowanie sposobów podróży na obszarach miejskich możemy dokonać dekompozycji zbioru H podróży na obszarach miejskich na cztery rozłączne zbiory:

$$H = HP \cup HI \cup HZ \cup HM \quad (5)$$

gdzie:

HP – zbiór podróży pieszych,

HI – zbiór podróży indywidualnymi środkami transportu,

HZ – zbiór podróży zbiorowymi środkami transportu,

HM – zbiór podróży multimodalnych.

Podaż transportu to oferta przewozowa obszaru miejskiego opisana określonymi atrybutami o charakterze ilościowym jak i jakościowym. Podaż transportu stanowi infrastruktura punktowa (przystanki, parkingi itp.), liniowa (układ drogowy, torowiska tramwajowe itp.), środki trans-

portu (samochody osobowe, autobusy itp.), usługi transportowe, organizacja zapewniająca prawidłowe wykorzystanie istniejącej infrastruktury, oraz obsługa.

Na potrzeby kształtowania mobilności zdefiniowano zbiór \mathbf{ST} numerów środków transportu wykorzystywanych w podróżach, tj.:

$$\mathbf{ST} = \{st: st = 1, 2, \dots, ST\} \quad (6)$$

gdzie st ma interpretację numeru środka transportu, a ST oznacza liczebność zbioru \mathbf{ST} .

Zważywszy na sposób wykorzystania poszczególnych środków transportu założono, że na zbiorze \mathbf{ST} zadano odwzorowanie α przeprowadzające elementy tego zbioru w elementy zbioru $\{0, 1\}$, tj.:

$$\alpha: \mathbf{ST} \rightarrow \{0, 1\} \quad (7)$$

przy czym, jeżeli $\alpha(st) = 0$, to środek transportu o numerze $st (st \in \mathbf{ST})$ jest indywidualnym środkiem transportu, jeżeli $\alpha(st) = 1$, wówczas środek transportu o numerze $st (st \in \mathbf{ST})$ jest zbiorowym środkiem transportu. Uwzględniając przyjęte założenie definiujemy następujące zbiory:

– zbiór TI indywidualnych środków transportu:

$$TI = \{st \equiv ti: \alpha(st) = 0, \text{ dla } st \in \mathbf{ST}\} \quad (8)$$

– zbiór TG zbiorowych środków transportu:

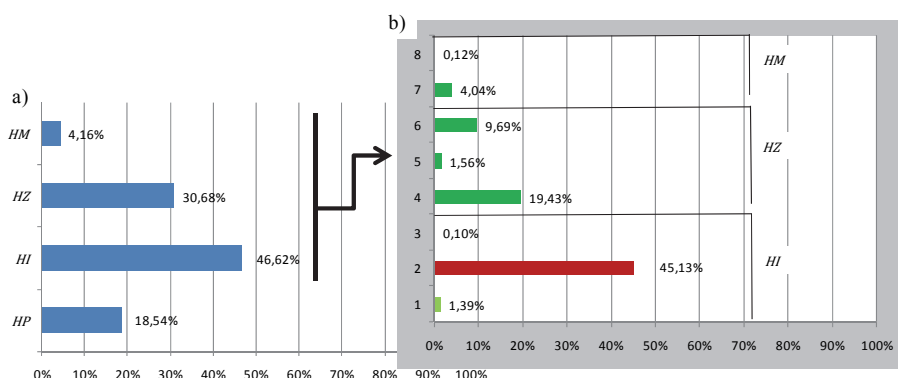
$$TG = \{st \equiv tg: \alpha(st) = 1, \text{ dla } st \in \mathbf{ST}\} \quad (9)$$

4. Badanie zachowań komunikacyjnych

Przedmiotem badań jest obszar miejski będący ośrodkiem gospodarczym regionu zamieszkałym przez 400 tys. grupę mieszkańców. Na tak wydzielonym obszarze miejskim jego użytkownicy realizują swoje potrzeby przemieszczania, których odzwierciedleniem są podróże.

W trakcie realizacji badań na danym obszarze miejskim przeanalizowano 8039 podróży zrealizowanych od poniedziałku do piątku, gdzie 81,46% stanowiły podróże zrealizowane z wykorzystaniem środków transportu dostępnych na danym obszarze miejskim, a tylko 18,54% to podróże piesze. Wyniki pozyskano z dzienniczków podróży przekazanych grupie użytkowników badanego obszaru miejskiego.

Analizując tylko podróże zrealizowane środkami transportu i odnosząc się do przyjętego w pracy podziału wynika, że 46,62% stanowią podróże zrealizowane indywidualnymi środkami transportu, a 30,68% zbiorowymi środkami transportu, a tylko 4,16% to podróże multimodalne. Ponadto pośród podróży zrealizowanych indywidualnymi środkami transportu 45,13% to podróże odbywane samochodem osobowym, a tylko 1,39% to podróże rowerem. Pozostała struktura podróży zrealizowanych na badanym obszarze miejskich z wyszczególnieniem poszczególnych środków transportu została pokazana na rysunku 2.



Rys. 2. Struktura podróży zrealizowanych na badanym obszarze miejskim (Raport 2010b): a) *HP* – podróże piesze, *HI* – podróże indywidualnymi środkami transportu, *HZ* – podróże zbiorowymi środkami transportu, *HM* – podróże multimodalne, b) *HI* (1 – rower, 2 – samochód osobowy, 3 – motocykl), *HZ* (4 – autobus miejski, 5 – kolej miejska, 6 – tramwaj), *HM* (7 – autobus miejski + tramwaj, 8 – samochód osobowy + autobus miejski/tramwaj)

Fig. 2. Structure of travels realized in the urban area under investigation (Raport 2010b): a) *HP* – walking travels, *HI* – passenger car travels, *HZ* – public transport travels, *HM* – multi-modal travels, b) *HI* (1 – bicycle, 2 – passenger car, 3 – motorcycle), *HZ* (4 – bus, 5 – railway, 6 – tram), *HM* (7 – bus + tram, 8 – passenger car + bus/tram)

5. Wnioski

Kształtowanie mobilności na obszarze miejskim stanowi wyzwanie dla władz współczesnych miast. Bezpośrednim odwzorowaniem mobilności są podróże realizowane na danym obszarze miejskim. Analizując wyniki przedstawionych badań zauważyć można, że podróże w 45,13% wykonywane są samochodami osobowymi. Tak duży udział samochodów osobowych w podróżach generuje znaczne szkody dla środowiska miejskiego w wymiarze społecznym, środowiskowym i ekonomicznym. Zatem istotnym dla ochrony środowiska jest podjęcie działań w kierunku kształtowania mobilności na obszarze miejskim. Zaproponowane ujęcie systemowe mobilności na obszarze miejskim pozwala wyszczególnić elementy istotne dla tego procesu. Zdefiniowany system mobilności na obszarze miejskim umożliwia prowadzenie badań jak kształtować mobilność, aby ograniczyć jej szkodliwy wpływ na środowisko. Przedstawione podejście do zagadnienia mobilności na obszarze miejskim można wykorzystać na etapie opracowywania planów transportach, planów zrównoważonej mobilności miejskiej i w ocenie zadań transportowych wdrażanych w miastach oraz w działaniach ukierunkowanych na ochronę środowiska.

Literatura

- Bohdal, T., Charun, H., Sikora, M. (2015). Selected Aspects of Legal, Technical and Ecological Use of Compression Heat Pumps. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 17, 461-484.
- Bohdal, T., Charun, H., Sikora, M. (2011). Comparative investigations of the condensation of R134a and R404A refrigerants in pipe minichannels. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, 54, 1963-1974.
- Bohdal, L., & Walczak, P. (2013). Eco-modeling of Metal Sheet Cutting with Disc Shears. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 15, 863–873.
- Chamier-Gliszczyński, N. (2010). Optimal design for the environment of the means transportation: a case study of reuse and recycling materials. *Solid State Phenomena*, 165, 244-249.
- Chamier-Gliszczyński, N. (2011). Sustainable operation of a transport system in cities. *Key Engineering Materials*, 486, 175-178.
- Chamier-Gliszczyński, N. (2011a). Reuse, recovery and recycling system of end-of life vehicles. *Key Engineering Materials*, 450, 425-428.

- Chamier-Gliszczyński, N. (2011b). Recycling aspect of end-of life vehicles. Recovery of components and materials from ELVs. *Key Engineering Materials*, 450, 421-424.
- Chamier-Gliszczyński, N. (2011c). Environmental aspects of maintenance of transport means. End-of life stage of transport means, *Eksploatacja i Niezawodność-Maintenance and Reliability*, 2, 59-71.
- Chamier-Gliszczyński, N. (2013). *The elements of system mobility in urban areas*. Carpathian Logistics Congress – Congress Proceedings, 371-378, CLC 2013, Cracow, Poland.
- Dyczkowska, J. (2012). Eco-logistics in the Transport, Shipping and Logistics Branch: an Analysis. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 11, 649-658.
- Dyczkowska, J. (2013). Processes of logistic customer service: behaviour of senders and recipients. *AD ALTA: Journal of Interdisciplinary Research*, 3 (1), 23-27.
- Grzywacz, W., Wojewódzka-Król, K., Rydzkowski, W. (2003). *Polityka transportowa Gdańska*. Gdańsk: Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego.
- Jacyna, M. (2012). *System logistyczny Polski*. Warszawa: Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej.
- Kasperska, E. (2015). CIVITAS RENAISSANCE Project in Szczecinek in the Context of Sustainable Development. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 17, 747-759.
- Kiba-Janiak, M., & Cheba, K. (2014). How Local Authorities are Engaged in Implementation of Projects Related to Passenger and Freight Transport in Order to Reduce Environmental Degradation in the City. *Procedia Social and Behavioral Sciences*, 151, 127-141.
- Merkisz, J., Pielecha, J., Lijewski, P., Merkisz-Guranowska, A., Nowak, M. (2013). Exhaust Emissions From Vehicles In Real Traffic Conditions In The Poznan Agglomeration. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 174, 27-38.
- Piecuch, I., & Hewelt, G. (2013). Environmental Education – First Knowledge and Then the Habit of Environment Protection, *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 15, 136-150.
- Piecuch, I., & Piecuch, T. (2011). Nauczanie o środowisku – nigdy nie jest za wcześnie i nigdy nie jest za późno. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 13, 711-722.
- Piecuch, I., & Piecuch, T. (2013). Environmental Education and Its Social Effects. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 15, 192-212.

- Raport (2010a). *Monitorowanie postaw społecznych w zakresie zrównoważonego transportu*. Warszawa: Ministerstwo Środowiska.
- Raport (2010b). *Kompleksowe badania ruchu w Szczecinie*. Szczecin.
- Sikora, K. (2012). Wpływ edukacji ekologicznej i zdrowotnej na zmianę zachowań, postaw i jakości życia uczniów. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 14, 1009-1018.
- Szarata, A. (2014). Defining Shape of Membership Function for Mamdani's Fuzzy Inference System within Park & Ride share modelling. *AIP Conference Proceedings*, 1648.
- Szarata, A. (2005). Modelling of Park and Ride trips. *6th International Conference Environmental Engineering*, 1, 2, str. 642-645.
- Szołtysek, J. (2011). *Kreowanie mobilności mieszkańców miast*. Warszawa. Wolters Kluwer.
- Wiater, J. (2011). Ocena świadomości ekologicznej gminy Choroszcz. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 13, 653-680.
- Żochowska, R. (2015). *Wielokryterialne wspomaganie podejmowania decyzji w zastosowaniu do planowania tymczasowej organizacji ruchu w sieci miejskiej*. Warszawa: Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej.

Mobility in Urban Areas in Environment Protection

Abstract

The present study covers the issue of urban environment protection that is considered on three sustainability planes, i.e. environmental, social and economic planes. Mobility in urban areas was distinguished in a system form as one which is essential to the protection of the urban environment. The structure of the system of mobility in urban areas was presented, where two sub-systems were distinguished, namely the activity system of the urban area users and the city transport system. In both sub-systems, the individual modules (the spatial development of urban areas, communicational behaviours of urban area users, demand for transport, transport supply) were indicated as of importance to the research conducted. The formation process of communication behaviours of urban area users was analysed. Attention was drawn to the educational instrument in this process, which was defined in the form of three interrelated educational stages. The communication behaviours analysed were related to a selected urban area, where investigations into the structure of urban travel were conducted. In these investigations, walking and non-walking travel were analysed. A detailed analysis covered travels with individual and public means of transport as well as multi-modal travels realized in the area in question. A negative impact on the urban environment was indicated of travels realized with passenger cars.

Streszczenie

W pracy odniesiono się do zagadnienia ochrony środowiska miejskiego w wymiarze społecznym, środowiskowym i ekonomicznym. Wyszczególniono w postaci systemowej mobilność na obszarze miejskim jako element istotny dla ochrony środowiska miejskiego. Przedstawiono strukturę systemu mobilności na obszarze miejskim, w której wyróżniono dwa podsystemy, tj. podsystem aktywności użytkowników obszarów miejskich oraz podsystem transportu miejskiego. W każdym z tych podsystemów wskazano na elementy istotne dla mobilności na obszarze miejskim. W podsystemie aktywności użytkowników obszarów miejskich wyróżniono: indywidualne, społeczne i ekonomiczne potrzeby użytkowników obszarów miejskich oraz zachowania komunikacyjne użytkowników obszarów miejskich. Natomiast w podsystemie transportu miejskiego wyróżniono: popyt na podróże na obszarze miejskim i podaż transportu na obszarze miejskim. Analizie poddano proces kształtowania zachowań komunikacyjnych użytkowników obszarów miejskich. Zwrócono uwagę na instrument edukacyjny w tym procesie, który określono w postaci trzech powiązanych ze sobą etapów edukacyjnych. Analizowane zachowania komunikacyjne odniesiono do wybranego obszaru miejskiego, na którym były przeprowadzone badania struktury podróży miejskich. W badaniach tych przeanalizowano podróże piesze i niepiesze. Szczegółowej analizie poddano podróże indywidualnymi i zbiorowymi środkami transportu i podróże multimodalne. Wskazano na negatywny wpływ na środowisko podróży realizowanych samochodami osobowymi.

Słowa kluczowe:

środowisko miejskie, mobilność, zachowania komunikacyjne

Keywords:

urban environment, mobility, communicational behaviours



Możliwość wykorzystania substratów organicznych w procesie fermentacji

Zofia Sadecka, Monika Suchowska-Kisielewicz
Uniwersytet Zielonogórski

1. Substraty do wykorzystania w biogazowniach

Istotnym aspektem w poprawie efektywności i optymalizacji procesów fermentacji metanowej ukierunkowanej na odzysk energii jest odpowiedni dobór substratów oraz odpowiednich dla tych substratów rozwiązań technicznych (Dąbrowska 2015, Sadecka 2010, Czechowska-Kosacka 2013). Biogaz może być produkowany z szerokiego spektrum odpadów zarówno komunalnych jak i pochodzących z przemysłu rolnego i spożywczego. Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 27 września 2001r. w sprawie katalogu odpadów fermentacja metanowa zalecana jest dla:

- osadów ściekowych,
- odpadów z rolnictwa, sadownictwa, leśnictwa, łowiectwa i rybołówstwa: w tym odpady roślinne, odpady z upraw roślin energetycznych, odpady i odchody zwierzęce,
- odpadów z przemysłu skórzanego, futrzanego, tekstylnego, z przetwórstwa drewna, produkcji płyt, mebli i masy celulozowej oraz osadów z zakładowych oczyszczalni ścieków,
- organicznych odpadów ulegających biodegradacji z przemysłu spożywczego (odpady roślinne i zwierzęce),
- ulegających biodegradacji frakcji odpadów komunalnych łącznie z frakcjami gromadzonymi selektywnie: odpady z gospodarstw domowych, bioodpady, papier i tektura, odpady zielone, odpady organiczne z zakładów rzemieślniczych.

Szczególnie atrakcyjnymi substratami do fermentacji metanowej są odpady pochodzące z chowu zwierząt oraz z rolnictwa. Charakteryzują się one wysokim potencjałem produkcji biogazu oraz niską ceną zakupu. Proces fermentacji tych substratów jest źródłem energii, oraz sposobem ich utylizacji oraz ostatecznego zagospodarowania osadów pofermentacyjnych przykładowo jako nawozu. Dobrym substratem jest pomiot kurzy, charakteryzujący się wysoką zawartością substancji organicznych, co pozwala uzyskać wysoką produkcję biogazu. Według danych literaturowych pomiot kurzy charakteryzuje się znaczną zawartością suchej masy organicznej w zakresie od 63 do 80% s.m., produkcją biogazu od 250 do 450 m³/Mg s.m.o., oraz 60% (obj.) zawartością metanu w biogazie (Romaniuk 2014).

Wykorzystanie pomiotu drobiowego jako substratu w biogazowniach rolniczych stwarza jednak problemy eksploatacyjne. Związane są one przede wszystkim z wysokimi stężeniami azotu amonowego oraz niekorzystnym stosunkiem węgla organicznego do azotu (C/N), w granicach od 2:1 do 14:1. Optymalny zaś iloraz C/N dla procesu fermentacji metanowej wynosi od 20:1 do 30:1 (Myszograj 2011). Prawidłowo przebiegająca fermentacja metanowa pomiotu kurzego wymaga więc zbilansowania ilorazu C/N przez wprowadzanie odpowiedniej ilości dodatkowych ko-substratów, bogatych w węgiel organiczny.

Ko-substratami tymi mogą być: odpady szklarniowe (łąty pomidorów, ogórków), odpady rolnicze (obierki, wysłodki, melasa), biomasa, w tym rośliny energetyczne (kiszonki kukurydzy, traw), frakcja organiczna odpadów komunalnych, osady ściekowe (Jędrzak 2007, Rosik-Dulewska 2001).

Łatwo dostępnym substratem do procesu fermentacji są odpady komunalne, w których frakcje organiczne produkowane przez 1 mieszkańca w Polsce wynoszą około 100 kg/rok (łącznie z odpadami restauracyjnymi, z punktów żywienia i ze sklepów). Przyjmując odzysk tej grupy odpadów w wyniku selektywnej zbiórki na poziomie 10% (w Szwecji obecnie gromadzi się 17%), pozyskuje się około 385 tysięcy ton rocznie wysokoenergetycznego wsadu do biogazowni. Zakładając, że docelowo możliwe jest zebranie do 50% tych odpadów, teoretycznie zwiększy się potencjał surowcowy (d'Obryn 2005, Jędrzak 2007).

2. Produkcja odpadów rolniczych

Polska jest obecnie czwartym w Europie producentem brojlerów i trzecim co do wielkości indyków. Jak podaje Krajowa Rada Drobiarstwa, produkcja mięsa drobiowego w Polsce w 2012 roku wyniosła ponad 1500 tys. ton, a spożycie mięsa drobiowego przekroczyło 25 kg/osobę, przy średniej europejskiej ok. 22,5 kg/osobę. Ocenia się, że blisko 75% krajowej produkcji drobiu stanowi mięso z kurczaków, natomiast 18% mięso indyckie.

W sektorze przetwórstwa mięsnego rocznie powstaje około 661 tys. ton odpadów, oraz z przetwórstwa owoców i warzyw około 377 tys. ton, które są dobrym substratem dla biogazowni.

Polskie rolnictwo produkuje rocznie 80750 tys. ton obornika i około 35 mln m³ gnojowicy, z czego około 30% może być wykorzystana do produkcji biogazu (Widz i in., 2015). Hodowcy drobiu i inwentarza mają aktualnie duże problemy z wypełnieniem rygorystycznych wymagań prawnych. Dotyczy to m.in. rolniczego zagospodarowania co najmniej 70% gnojówki i gnojowicy wytworzonych we własnym gospodarstwie. Wymusza to, bowiem na hodowcach posiadanie dużego areалу gruntów ze względu na wymóg prawny dopuszczający stosowanie nawozów naturalnych w ilości równoważnej 170 kgN/ha.

Z trwałych użytków zielonych można pozyskać około 2300 tys. ton biomasy do wykorzystania energetycznego, bez szkody dla produkcji pasz i wytworzyć od 1,1 do 1,7 mld m³ biogazu. Źródłem substratów dla biogazowni są również odpady powstające podczas pielęgnacji trenów zieleni ogólnodostępnej i osiedlowej.

W Polsce substratem do procesu fermentacji mogą być również odpady z produkcji pieczarek. W naszym kraju produkuje się około 270 tys. ton pieczarek, co stanowi około ¼ całej produkcji w Unii Europejskiej. Należy więc podkreślić, że potencjał odpadowy w Polsce jest bardzo duży, co daje możliwość wykorzystania podłoża pieczarek jako ko-substratu do procesu fermentacji.

3. Efektywność biogazowa substratów organicznych

Efektywność produkcji biogazu zależy przede wszystkim od podatności substratu na rozkład biologiczny oraz od stosunku C/N (Myszograj 2011, Jędrczak 2007).

Właściwości i efektywność produkcji biogazu dla wybranych substratów zestawiono w tabeli 1.

Dane literaturowe (Romaniuk 2014, Myszograj 2011, Sadecka 2010) wykazują, że największe ilości biogazu uzyskuje się z wysegregowanych tłuszczów, odpadów kuchennych i przeterminowanej żywności oraz bioodpadów, odpadów z targowisk, osadów ściekowych oraz pomiotu kurzego. Największy udział metanu w biogazie uzyskuje się z traw, gnojowicy i pomiotu kurzego.

Tabela 1. Właściwości i efektywność produkcji biogazu dla wybranych substratów
Table 1. Properties and efficiency of biogas production for selected substrates

Rodzaj substratu	Surowiec			Biogaz	
	Sucha masa %	Sucha masa organiczna % s.m.	C/N	Ilość, m ³ /kg s.m.o.	Metan, %
Odpady domowe	50-75	25-50	30-40	0,1-0,2	55-70
Bioodpady	20-48	34-81	10-25	0,5-0,6	b.d.
Odpady zielone i ogrodowe	20-75	15-75	20-60	0,2-0,5	b.d.
Papier	70-75	75	170-800	0,23	63
Liście	80	90	20-60	0,1-0,3	b.d.
Wysegregowane tłuszcze	25-70	80-96	50-200	0,7-0,9	60-75
Przeterminowane produkty żywnościowe	8-30	70-85	4-20	0,4-0,75	b.d.
Osady ściekowe	40-70	70	10-13	0,4-0,6	78
Odpady z targowisk	15-40	90-95	10-50	0,35-0,6	b.d.
Wywar gorzelniczny, wytłoki, wypraski	27	81-94	50	0,30-0,45	75
Odpady owoców i warzyw	12-40	75-95	20-49	0,35-0,5	60-75
Słoma	70-90	90-95	48-150	0,15-0,35	78
Odpady roślinne	60-70	90	100-150	0,20-0,5	b.d.
Trawa	20-25	60-70	12-25	0,55	ok. 80
Gnojowica świńska	3-10	70-80	3-10	0,25-0,5	70-80
Gnojowica bydłęca	5-12	75-85	6-20	0,20-0,3	55-75
Ochody kurze	10-30	70-80	3-10	0,35-0,6	60-80
Obornik	10-40	65-90	11-50	0,17-0,35	b.d.

b.d. – brak danych

Czynnikiem determinującym proces biologicznego rozkładu substratów w warunkach tlenowych i beztlenowych jest optymalny stosunek C/N. Dla prawidłowego przebiegu procesu fermentacji zalecane wartości ilorazów są następujące (Romaniuk 2014, Jędrzak 2007):

- C/N od 20 do 30:1

- C/P 113:1
- C/N/P/S (500-10000):(15-20):5:3.

Przedstawione dane w tabeli 1 wykazują, że w przypadku niektórych substratów wartości stosunku C/N są poza zakresem optymalnym dla procesu fermentacji, a jednocześnie z danego substratu uzyskuje się wysoką produkcję biogazu. W artykule przedstawiono wyniki badań dotyczące oceny możliwości wykorzystania wybranych substratów organicznych w procesie fermentacji. Ocenę dokonano na podstawie właściwości fizyczno-chemicznych, stosunku C/N, BMP (biochemiczny potencjał metanowy) oraz AT₄ (test respiracji tlenowej).

4. Metodyka i zakres badań

W badaniach zastosowano rozdrabnione do wymiarów < 20 mm następujące substraty: kiszonka kukurydzy, podłoże pieczarek, pomiot kurzy, trawa oraz łęty pomidorów.

Skład fizyczno-chemiczny oceniano na podstawie następujących parametrów: zawartość suchej masy, suchej masy organicznej (LOI), ChZT, pH, zawartości azotu Kjeldahla, azotu amonowego i fosforu. Podatność tych substratów na biodegradację beztlenową oceniano na podstawie ilorazu C/N oraz w teście BMP. W badaniach dodatkowo określano dla substratów podatność na biodegradację tlenową z zastosowaniem testu AT₄.

Oznaczenie AT₄ wykonano metodą statyczną aparatem Oxi Top (Adani 2002, Godley 2004, Bożym 2011, Scaglia 2011). Widok na elementy stanowiska badawczego przedstawiono na rysunku 1. Czas pomiaru aktywności mikrobiologicznej wynosił 4 doby. Badania prowadzono w stałej temperaturze 20°C w szafie termostaticznej.

Badania biochemicznego potencjału metanowego substratów wykonano w beztlenowych reaktorach o pojemności 2,5 dm³ (Owen 1979, Lin et al., 1999), przez okres 21-30 dób, w temperaturze 37°C w szafie termostaticznej. Powstający biogaz pobierany był z reaktorów za pomocą strzykawki o pojemności 300 ml. W biogazie określano zawartości: CH₄, CO₂, O₂, NH₃ i H₂S. Widok na stanowisko badawcze przedstawiono na rysunku 2.



Rys. 1. Stanowisko badań – test AT₄
Fig. 1. The test bench – AT₄



Rys. 2. Stanowisko badań – test BMP
Fig. 2. The test bench – BMP

Wyżej wymienione oznaczenia wykonano zgodnie z obowiązującą w Polsce metodyką.

5. Wyniki badań i dyskusja

Parametry fizyczno-chemiczne substratów przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Skład fizyczno-chemiczny substratów

Table 2. The physico-chemical composition of substrates

Parametry	Podłoże pieczarek	Pomiot kurzy	Kiszonka kukurydzy	Trawa	Łęty pomidorów
pH	6,2	7,7	5,8	6,5	5,5
sucha masa, g/kg	414,5	212,3	264,2	220,6	133,1
LOI, % s.m.	59	70	94	77	76
C/N	16	11	57	15	31
azot Kjeldahla, g/kg s.m.	25,4	59,6	16,5	48,8	24,2
azot amonowy, g N-NH ₄ /kg s.m.	0,7	10,8	1,7	6,6	0,6
fosfor og., g P/kg s.m.	576	1072	352	688	728
ChZT, g/kg s.m.	740,1	1156,1	1884,2	1345,3	1184,1

W grupie analizowanych substratów największą zawartością suchej masy organicznej w zakresie od 760 do 945 g/kg s.m. charakteryzowała się kiszonka kukurydzy oraz trawa i łęty pomidorów. Pomiot kurzy zawierał suchą masę organiczną na poziomie 700 g/kg s.m. oraz w porównaniu do pozostałych substratów, najwyższą zawartość azotu rzędu 60 g/kg s.m. Wartości ChZT w substratach wynosiły od 740 dla podłoża pieczarek do 1884 g/kg s.m. dla kiszonki kukurydzy. Najwyższą

zawartością fosforu ogólnego (1070 g P/kg s.m.) charakteryzował się pomiot kurzy.

Wyznaczony dla substratów iloraz C/N mieścił się w zakresie od 11 do 57. Najwyższą wartość uzyskano dla kiszonki kukurydzy, natomiast dla podłoża pieczarek stosunek C/N = 31 był zbliżony do zakresu optymalnego dla fermentacji metanowej. Uzyskane w badaniach stosunki C/N dla pomiotu, trawy, kiszonki i łąt były zbliżone do danych literaturowych (Romaniuk 2014, Myszograj 2011).

Wyniki testu AT₄ i BMP dla badanych odpadów zestawiono w tabeli 3.

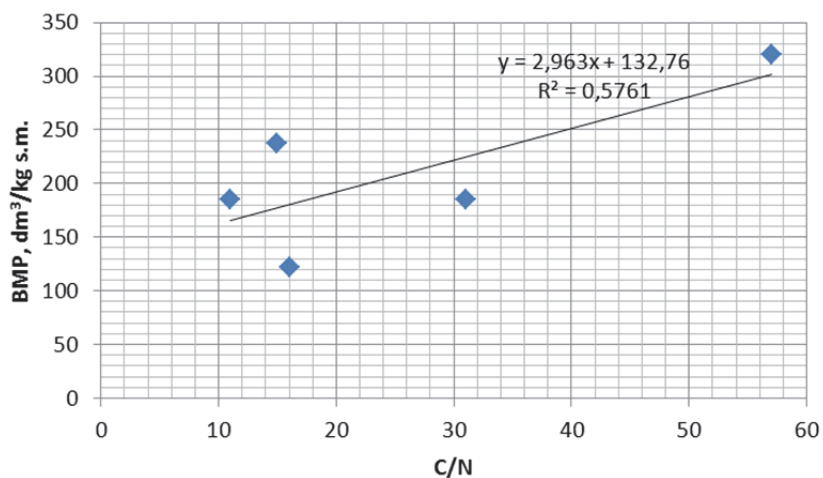
Tabela 3. Wyniki testu AT₄ i BMP

Table 3. Result of AT₄ i BMP test

Parametry	Podłoże pieczarek	Pomiot kurzy	Kiszonka kukurydzy	Trawa	Łęty pomidorów
AT ₄ , g O ₂ /kg s.m.	53	109	200	162	148
BMP, dm ³ /kg s.m.	122	185	320	237	185

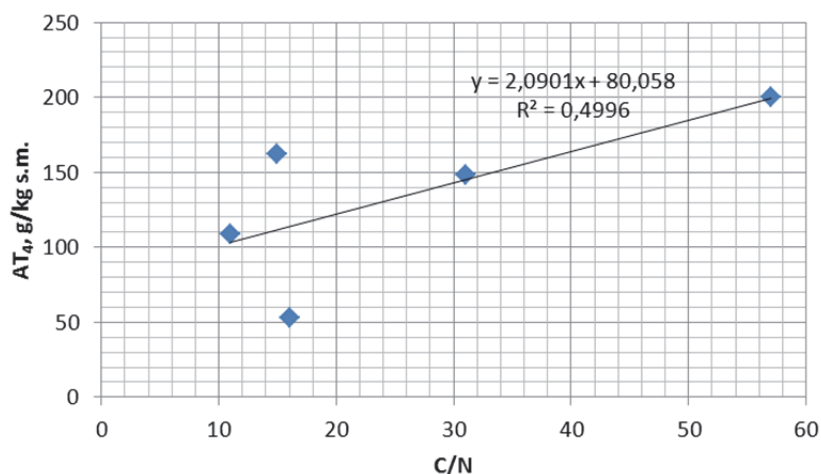
Wyniki badań wykazują, że największą wartość AT₄ na poziomie 200 g O₂/kg s.m. uzyskano dla kiszonki kukurydzy, a najniższą 53 g O₂/kg s.m. dla podłoża pieczarek. Z kolei największą produkcję metanu (320 dm³/kg s.m.) w teście BMP uzyskano z rozkładu beztlenowego kiszonki kukurydzy, przy wyznaczonej wartości stosunku C/N na poziomie 57. W oparciu o analizę matematyczną wyników wyznaczono korelacje pomiędzy parametrami służącymi do oceny podatności substratów na rozkład biochemiczny (rysunki 3 i 4).

Dla substratów stosowanych w badaniach uzyskano małą zależność korelacyjną między BMP i AT₄ a ilorazem C/N. Uzyskane wartości R² wynoszą kolejno: 0,5761 i 0,4996. Niskie wartości R² potwierdzają, że iloraz C/N nie jest jednoznacznym parametrem określającym podatność substratów na rozkład biochemiczny, zarówno beztlenowy jaki również tlenowy. W przypadku substratów o stosunku C/N < 20 uzyskiwano wysokie wartości BMP jak i AT₄.



Rys. 3. Korelacja pomiędzy BMP, a wartością ilorazu C/N dla wybranych substratów

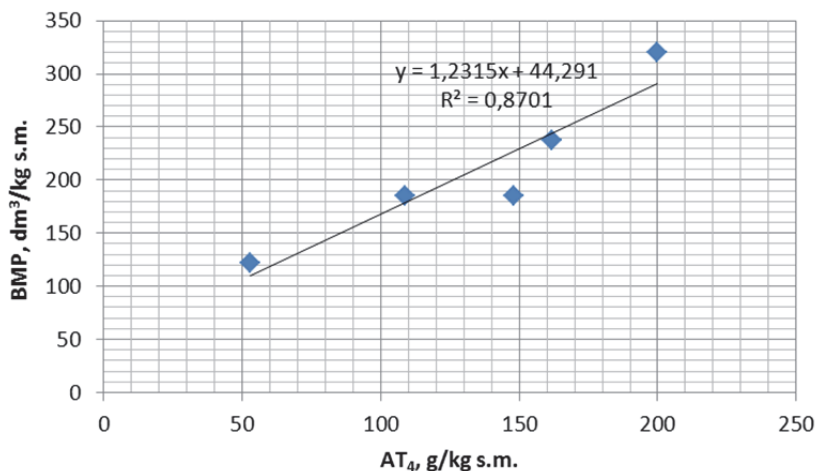
Fig. 3. The correlation between the BMP and the value of quotient C/N for selected substrate



Rys.4. Korelacja pomiędzy AT₄ a wartością ilorazu C/N dla wybranych substratów

Fig. 4. The correlation between the AT₄ and the value of quotient C/N for selected substrate

Analiza wyników badań wykazuje, że istnieje zależność pomiędzy BMP a AT_4 (rysunek 5).



Rys. 5. Korelacja pomiędzy BMP, a wartością AT_4 dla wybranych substratów
Fig. 5. The correlation between the BMP and the value of AT_4 for selected substrate

Uzyskano zależność liniową postaci:

$$BMP = 1,23 AT_4 + 44,3 \text{ przy } R^2 = 0,8701$$

która wykazuje, że wraz ze wzrostem udziału w substratach biodostępnej materii organicznej oznaczanej testem AT_4 wzrastała wydajność metanowa mierzona parametrem BMP.

W literaturze można znaleźć informacje dotyczące korelacji pomiędzy AT_4 i potencjałem metanowym (BMP) (Cossu 2008, Ponsa 2008, Gómez 2006, Wagland 2009). Wysoką korelację między tymi parametrami potwierdzają wyniki badań Cossu i in. (2008) czy też Ponsa i in. (2008). Autorzy dla powyższych parametrów uzyskali korelację w zakresie od 0,63 do 0,94.

Przedstawione w pracy wyniki badań potwierdzone przez innych autorów (Cossu 2008, Ponsa 2008, Gómez 2006, Wagland 2009) wskazują, że zarówno BMP, jak i AT_4 są odpowiednimi wskaźnikami do oceny podatności substratów na rozkład. Z praktycznego punktu widzenia AT_4 jest bardziej rekomendowany ze względu na krótki czas pomiaru, a zatem powinien być wskaźnikiem powszechniej wykorzystywanym do oceny podatności substratów również na rozkład beztlenowy.

6. Wnioski

1. Wyznaczone stosunki C/N dla kiszonki kukurydzy, podłoża pieczarek, pomiotu kurzego, trawy oraz łęt pomidorów dobrze korespondowały z danymi literaturowymi.
2. Nie wykazano wysokiej korelacji między ilorazem C/N, a wskaźnikami oceny podatności substratów na rozkład tlenowy (AT_4) oraz na rozkład beztlenowy (BMP).
3. Kiszonka z kukurydzy charakteryzowała się największą produkcją metanu ($320 \text{ dm}^3/\text{kg s.m.}$) przy AT_4 na poziomie $200 \text{ g O}_2/\text{kg s.m.}$ i najwyższym stosunkiem $C/N = 57$.
4. Analiza statystyczna wykazała bardzo silną korelację pomiędzy BMP a AT_4 .
5. Wykazano, że powszechnie stosowany test BMP można zastąpić testem AT_4 . Dla badanych substratów wyznaczono korelację postaci: $BMP = 1,23 AT_4 + 44,3$ przy $R^2 = 0,87$.
6. Wyniki badań wykazały, że wskaźnik AT_4 z powodzeniem można wykorzystać w ocenie podatności substratów na rozkład w tym również beztlenowy.

Badania wykonano w ramach projektu dofinansowanego ze środków Narodowego Centrum Badań i Rozwoju oraz Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w ramach Programu Gekon – Generator Koncepcji Ekologicznych.

Literatura

- Adani, F., Ubbiali, C., Tambone, F., Scaglia, B., Centemero, M. & Genevini, P. (2002). *Static and dynamic respirometric indexes - Italian research and studies*. Biological treatment of biodegradable waste – Technical Aspects, Brussels.
- Bożym, M. (2011). Wykorzystanie testów do oceny stopnia stabilizacji odpadów. *Prace Instytutu Ceramiki i Materiałów Budowlanych*, 7, 79-88.
- Cossu, R., Raga, R. (2008). Test methods for assessing the biological stability of biodegradable waste. *Waste Management*, 28, 381-388.
- Czechowska-Kosacka, A. (2013). Osady ściekowe jako źródło energii odnawialnej. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 15, 314-323.
- d'Obrzyn, K., Szalińska, E. (2005). *Odpady komunalne – zbiórka, recykling, unieszkodliwianie odpadów komunalnych i komunalnopodobnych*. Kraków: Wyd. Politechniki Krakowskiej.

- Dąbrowska, L. (2015). Wpływ sposobu prowadzenia fermentacji osadów ściekowych na produkcję biogazu. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 17, 943-957.
- Lin, J.-G., Ma, Y.-S., Chao, A.C., Huang, C.-L. (1999). BMP test on chemically pretreated sludge. *Bioresource Technology*, 68(2), 187-192.
- Godley, A.R., Lewin, K., Graham, A., Barker, H., Smith, R. (2004). Biodegradability determination of municipal waste: an evaluation of methods. In: *Proc. Waste 2004 Conf. Integrated Waste Management and Pollution Control: Policy and Practice, Research and Solutions*. Stratford-upon-Avon, UK, 40-49.
- Gómez, R.B., Lima, F.V., Ferrer, A.S. (2006). The use of respiration indices in the composting process: a review. *Waste Management Research*, 24(1), 37-47.
- Jędrzak, A. (2007). *Biologiczne przetwarzanie odpadów*. Warszawa: Wyd. Naukowe PWN.
- Myszograj, S. (2011). Biodegradowalność hydrolizatów z dezintegracji termicznej odpadów komunalnych. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 14(3), 281-290.
- Owen, W.F., Stuckey, D.C., Healy Jr., J.B., Young, L.Y., McCarty, P.L. (1979). Bioassay for Monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. *Journal Water Researches*, 13(6), 485-492.
- Romaniuk, W., Domasiewicz, T. (2014). *Substraty dla biogazowni rolniczych*. Warszawa: Wyd. Hortpress.
- Ponsá, S., Gea, T., Alerm, L., Cerezo, J., Sánchez, A. (2008). Comparison of aerobic and anaerobic stability indices through a MSW biological treatment process. *Waste Management*, 28(12), 2732-2742.
- Rosik-Dulewska, Cz. (2007). *Podstawy gospodarki odpadami*. Warszawa: Wyd. Naukowe PWN.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 27 września 2001r. w sprawie katalogu odpadów (Dz.U. 2001, nr 112, poz. 1206).
- Sadecka, Z. (2010). *Fundamentals of biological wastewater treatment*. Warsaw: Seidel-Przywecki.
- Scaglia, B., Acutis, M., Adani, F. (2011). Precision determination for the dynamic respirometric index (DRI) method used for biological stability evaluation on municipal solid waste and derived products. *Waste Management*, 31(1), 2-9.
- Wagland, S.T., Tyrrel, S.F., Godley, A.R., Smith, R. (2009). Test methods in the evaluation of the diversion of biodegradable municipal waste (BMW) from landfill. *Waste Management*, 29, 1218-1226.
- Widz, A., Kubecka, P., Pańczyk, O., Jakubaszek, S., Burek, K., Stanek, P., Brodziak, A. (2015). Wykorzystanie biogazowi do zagospodarowania nawozów organicznych. *Inżynieria środowiska – młodym okiem*, 16, 216-227.

The Possibility of Using Organic Substrates in the Fermentation Process

Abstract

Evaluation of waste susceptibility on the biochemical decomposition can be made on the basis of their physicochemical properties. The preferred parameter is the ratio of C/N. Additional parameters are: BMP (biochemical methane potential) for anaerobic digestion and AT_4 (respiratory test) for aerobic processes. The substrate for biogas production can be both municipal waste and from agricultural and foodstuff industry. Particularly attractive substrate for methane fermentation are the waste from animal husbandry and agriculture. They are characterized a high potential for production of biogas and low purchase price. However, these wastes often requires the fermentation of other substrates. For example, chicken manure due to the high content of organic material has a high biogas production, but a high content of ammonium nitrogen contributes to the inhibition of the fermentation process. Methane fermentation of chicken manure therefore requires balancing the ratio C/N by entering co-substrates, rich in organic carbon. These co-substrates can be: waste Greenhouse (haulm tomatoes, cucumbers), agricultural wastes (peels, pulp, molasses), biomass, at this energy crops (corn silage, grass), the organic fraction of municipal waste, sewage sludge.

The article presents the results of research on the assessment of the possibility of the use of selected organic substrates in the process of fermentation. The evaluation was based on physicochemical properties, the ratio C/N, BMP (biochemical methane potential and AT_4 (test aerobic respiration)). In the studies was used shredded to the size of <20 mm the following substrates: maize silage, ground mushrooms, chicken manure, grass and haulm tomatoes. The physicochemical composition was evaluated based on the following parameters: dry matter, organic dry matter (LOI), COD, pH, Kjeldahl nitrogen, ammonia nitrogen and phosphorus. The susceptibility of these substrates on anaerobic biodegradability was evaluated based on the ratio C/N and BMP test. The study also determined biodegradability of substrates using aerobic test AT_4 . The designated for substrates quotient C/N was within the range from 11 to 57. The highest value of the ratio C/N was obtained for corn silage. Among the examined substrates only for ground mushroom designated quotient C/N = 31 was similar to the optimum range for methane fermentation.

The highest methane production ($320 \text{ dm}^3/\text{kg dm}$) in the test BMP obtained from the anaerobic digestion of corn silage (ratio C/N value of 57). Studies have shown that the highest value of AT_4 of $200 \text{ g O}_2/\text{kg dm}$ obtained for corn silage, and the lowest $53 \text{ g O}_2/\text{kg dm}$ for ground mushrooms. For tested

substrates were obtained low correlation between BMP and AT_4 and the quotient C/N . R^2 values were obtained successively: 0.6 and 0.5. Low values of R^2 confirm that the quotient C/N is not a good parameter for determining the susceptibility distribution of biochemical substrates, both anaerobic and aerobic. In the case of substrates with the quotient $C/N < 20$ obtained high values of BMP and AT_4 . Presented at work the results confirmed by of other authors indicate that both BMP and AT_4 are appropriate indicators to assess the susceptibility of substrate degradation. From a practical point of view, AT_4 is more recommended due to the short measurement time, and should therefore be an indicator used to evaluate the susceptibility of substrates also anaerobic digestion.

Streszczenie

Ocenę podatności odpadów na rozkład biochemiczny można dokonać na podstawie ich właściwości fizyczno-chemicznych. Zalecanym parametrem jest stosunek C/N , oraz dodatkowo BMP (biochemiczny potencjał biogazowy) dla rozkładu beztlenowego oraz AT_4 (test respiracyjny) dla procesów tlenowych. Substratem do produkcji biogazu mogą być odpady komunalne jak i pochodzące z przemysłu rolno-spożywczego. Atrakcyjnym substratem do fermentacji metanowej są również odpady z rolnictwa, w tym z chowu zwierząt. Jednak ich wadą jest konieczność wprowadzenia dodatkowych substratów w celu zapewnienia prawidłowego przebiegu procesu fermentacji. Na przykład pomiot kurzy z uwagi na wysoką zawartość substancji organicznych charakteryzuje się wysoką produkcją biogazu, jednak wysoka zawartość azotu amonowego przyczynia się do inhibicji procesu fermentacji. Fermentacja metanowa pomiotu kurzego wymaga więc zbilansowania stosunku C/N przez wprowadzanie odpowiedniej ilości dodatkowych ko-substratów, bogatych w węgiel organiczny.

Ko-substratami tymi mogą być: odpady szklarniowe (łęty pomidorów, ogórków), odpady rolnicze (obierki, wysłodki, melasa), biomasa w tym rośliny energetyczne (kiszonki kukurydzy, traw), frakcja organiczna odpadów komunalnych i osady ściekowe.

W artykule przedstawiono wyniki badań dotyczące oceny możliwości wykorzystania wybranych substratów organicznych w procesie fermentacji. Ocenę dokonano na podstawie właściwości fizyczno-chemicznych, stosunku C/N , BMP (biochemiczny potencjał metanowy oraz AT_4 (test respiracji tlenowej)).

W badaniach stosowano rozdrabniane do wymiarów < 20 mm następujące substraty: kiszonka kukurydzy, podłoże pieczarek, pomiot kurzy, trawa oraz łęty pomidorów.

Skład fizyczno-chemiczny oceniano na podstawie następujących parametrów: zawartość suchej masy, suchej masy organicznej (LOI), ChZT, pH, stężenia azotu Kjeldahla, azotu amonowego i fosforu. Podatność tych substra-

tów na biodegradację beztlenową oceniano na podstawie stosunku C/N oraz w teście BMP. W badaniach dodatkowo określano dla substratów podatność na biodegradację tlenową z zastosowaniem testu AT₄.

Wyznaczony dla substratów stosunek C/N mieścił się w zakresie od 11 do 57. Najwyższą wartość stosunku C/N uzyskano dla kiszonki kukurydzy. Spośród badanych substratów tylko dla podłoża pieczarek wyznaczony stosunek C/N = 31 był zbliżony do optymalnego zakresu dla fermentacji metanowej.

Największą produkcję metanu (320 dm³/kg s.m.) w teście BMP uzyskano z rozkładu beztlenowego kiszonki kukurydzy, przy wyznaczonej wartości ilorazu C/N na poziomie 57. Wyniki badań wykazują, że największą wartość AT₄ na poziomie 200 g O₂/kg s.m. uzyskano dla kiszonki kukurydzy, a najniższą 53 g O₂/kg s.m. dla podłoża pieczarek. Dla substratów uzyskano niską korelację między BMP i AT₄ a ilorazem C/N. Uzyskane wartości R² wnoszą kolejno: 0,6 i 0,5. Niskie wartości R² potwierdzają, że iloraz C/N nie jest jednoznacznym parametrem określającym podatność substratów na rozkład biochemiczny, zarówno beztlenowy jak również tlenowy. W przypadku substratów o ilorazie C/N < 20 uzyskiwano wysokie wartości BMP jak i AT₄. Przedstawione w pracy wyniki badań potwierdzone przez innych autorów wskazują, że zarówno BMP jak i AT₄ są odpowiednimi wskaźnikami do oceny podatności substratów na rozkład. Z praktycznego punktu widzenia AT₄ jest bardziej rekomendowany ze względu na krótki czas pomiaru, a zatem powinien być wskaźnikiem wykorzystywanym do oceny podatności substratów również na rozkład beztlenowy.

Słowa kluczowe:

odpady, BMP, AT₄

Keywords:

waste, biochemical methane potential, respirometric index



Zastosowanie olejku eterycznego jako substytutu flokulanta w procesie mechanicznego odwadniania komunalnych osadów ściekowych

Anna Kowalczyk, Tadeusz Piecuch
Politechnika Koszalińska

1. Wstęp

Odwadnianie osadów ściekowych jest kluczowym elementem procesu przeróbki osadów, które prowadzi do istotnego zmniejszenia objętości osadu, zmiany ich konsystencji, a tym samym stworzenia możliwości ich transportu, użytkowania, a także składowania (Ciborowski 2006).

Odwadnianiem określa się rozdział osadu na placek o zawartości suchej masy 15-40% i ciecz osadową pozbawioną zawiesin. Osad o takiej zawartości suchej masy traci płynność, a swoją konsystencją zbliża się do konsystencji mokrej ziemi (Podedworna & Umiejewska 2007, Podedworna & Umiejewska 2008).

Szeroko prowadzone badania nad procesem odwadniania wykazały, że istotny wpływ na przebieg procesu i efekt końcowy ma wiele czynników; należą do nich przede wszystkim: zawartość substancji stałych, uwodnienie początkowe, jakość osadu, wstępne przygotowanie osadu oraz opór właściwy. Uogólniając zagadnienie można stwierdzić, że efektywność procesu odwadniania zależy od zdolności filtracyjnych substancji stałych w odwadnianych osadach oraz od warunków prowadzenia procesu (Bień i in. 1999).

Wstępne przygotowanie osadu polega na przekształceniu bezpostaciowej struktury osadów ściekowych w osad o strukturze porowatej, z którego łatwiej jest usunąć wodę. Można to osiągnąć poprzez dodawanie do osadów związków nieorganicznych (koagulantów) lub/i orga-

nicznych (flokulantów), co prowadzi do koagulacji najdrobniejszych i koloidalnych zawiesin lub tylko ich flokulacji, oraz uwalniania z osadu zaabsorbowanej wody (Abu-Orf & Dentel 1997, Bień i in. 1998, Lee & Liu 2001, Podedworna & Umiejewska 2008, Tchobanoglous i in. 2003).

Efektom ubocznym procesu odwadniania osadów ściekowych i nie tylko jest emisja nieprzyjemnych zapachów do środowiska, co powoduje dyskomfort osób pracujących na oczyszczalniach ścieków, jak i zamieszkujących tereny wokół tych obiektów.

Problem uciążliwości zapachowej na obiektach gospodarki ściekowej podejmowany jest przez wielu badaczy, którzy w swoich pracach dokonują identyfikacji i inwentaryzacji źródeł emisji odorantów, a także oceniają stopień uciążliwości zapachowej tych obiektów (Agus i in. 2012, Bojanowicz-Bablok 2012, Brudniak i in. 2013, Kośmider & Krajewska 2007, Kośmider i in. 2012, Kulig 2005, Kulig i in. 2010, Kulig i in. 2008).

Celem niniejszej pracy było znalezienie optymalnych warunków prowadzenia procesu odwadniania komunalnych osadów ściekowych w wirówce z zastosowaniem olejku eterycznego z pomarańczy jako substytutu flokulanta Praestol 855BS oraz zmniejszenie nieprzyjemnych zapachów wydzielających się podczas tego procesu.

2. Metodyka badań

Owadnianie komunalnych osadów ściekowych

Proces odwadniania komunalnych osadów ściekowych prowadzono w laboratoryjnej wirówce sedymentacyjnej typu MPW-350.

Jako nadawę do procesu mechanicznego odwadniania zastosowano rzeczywiście ustabilizowany w wyniku fermentacji metanowej osad czynny, pobrany z Oczyszczalni Ścieków Jamno, bezpośrednio z przewodu tłocznego podającego osad z WKFo (wydzielona komora fermentacyjna otwarta) do wirówek dekantacyjnych.

Wartościami stałymi procesu odwadniania były parametry charakteryzujące nadawę, tj.: pH [-], temperatura [°C], barwa, struktura, zapach, zawartość wody W_N [%] oraz zawartość suchej masy β_N [mg/dm³].

Parametry zmienne niezależne procesu odwadniania:

- x_1 – czas wirowania t [min]: $t_1 = 1$ min, $t_2 = 2$ min, $t_3 = 5$ min, $t_4 = 8$ min, $t_5 = 10$ min,

- x_2 – prędkość wirowania n [obr/min]: $n_1 = 1000$ obr/min, $n_2 = 1500$ obr/min, $n_3 = 2000$ obr/min, $n_4 = 2500$ obr/min, $n_5 = 3000$ obr/min,
- x_3 – dawka flokulanta Praestol 855BS C_F [ml/dm³]:
 $C_{F0} = 0$ ml/dm³, $C_{F1} = 18$ ml/dm³, $C_{F2} = 23$ ml/dm³,
 $C_{F3} = 28$ ml/dm³, $C_{F4} = 33$ ml/dm³, $C_{F5} = 38$ ml/dm³,
 $C_{F6} = 48$ ml/dm³,
- x_4 – dawka olejku eterycznego z pomarańczy C_O [ml/dm³]:
 $C_{O0} = 0$ ml/dm³, $C_{O1} = 18$ ml/dm³, $C_{O2} = 23$ ml/dm³,
 $C_{O3} = 28$ ml/dm³, $C_{O4} = 33$ ml/dm³, $C_{O5} = 38$ ml/dm³,
 $C_{O6} = 48$ ml/dm³.

Parametry zmienne zależne (wynikowe) procesu odwadniania:

- y_1 – zawartość wody w osadzie W [%],
- y_2 – zawartość suchej masy w odcieku β [mg/dm³],
- y_3 – czas utrzymywania się zapachu w osadzie T [min].

Badania laboratoryjne odwadniania komunalnych osadów ściekowych składały się z 2 serii:

Seria I – Odwadnianie komunalnych osadów ściekowych z zastosowaniem flokulanta Praestol 855BS.

Seria II – Odwadnianie komunalnych osadów ściekowych z zastosowaniem olejku eterycznego z pomarańczy.

W pierwszej serii pierwszy etap badań prowadzono przy stałej prędkości wirowania n wynoszącej 2500 obr/min oraz stałej dawce dodawanego roztworu flokulanta o stężeniu 0,3%, która wynosiła 28 ml/dm³. Parametrem zmiennym był czas wirowania (x_1), który zmieniał się w zakresie od 1 do 10 minut. Drugi etap badań prowadzono przy stałej wartości parametru x_1 (czasu wirowania) wynoszącej 2 minuty (centralny punkt aproksymacji), stałej dawce roztworu flokulanta (x_3) wynoszącej 28 ml/dm³ przy zmiennej wartości parametru niezależnego x_2 – prędkości wirowania w zakresie od 1000 do 3000 obr/min. W trzecim etapie badań parametrami stałymi niezależnymi były: czas wirowania t wynoszący 2 minuty oraz prędkość wirowania n , która wynosiła 2500 obr/min. Parametrem zmiennym była dawka dozowanego roztworu flokulanta o stężeniu 0,3% w zakresie od 0 do 48 ml/dm³.

W drugiej serii pierwszy etap badań prowadzono przy stałej prędkości wirowania n wynoszącej 2500 obr/min oraz stałej dawce dodawanego olejku eterycznego z pomarańczy, która wynosiła 28 ml/dm³. Parametrem zmiennym był czas wirowania (x_1), który zmieniał się w zakresie od 1 do 10 minut. Drugi etap badań prowadzono przy stałej wartości parametru x_1 (czasu wirowania) wynoszącej 2 minuty (centralny punkt aproksymacji), stałej dawce olejku eterycznego z pomarańczy wynoszącej 28 ml/dm³ przy zmiennej wartości parametru niezależnego x_2 – prędkości wirowania w zakresie od 1000 do 3000 obr/min. W trzecim etapie badań parametrami stałymi niezależnymi były: czas wirowania t wynoszący 2 minuty oraz prędkość wirowania n , która wynosiła 2500 obr/min. Parametrem zmiennym była dawka dozowanego olejku eterycznego z pomarańczy w zakresie od 0 do 48 ml/dm³.

Pomiar zapachu

Czas utrzymywania się zneutralizowanego zapachu osadu oznaczono organoleptycznie, mierząc czas utrzymywania się zapachu olejku eterycznego z pomarańczy. Ocena organoleptyczna przeprowadzona była przez zespół składający się z czterech osób. Każda osoba posiadała kartę, na której dokonywała zapisu wyników. Pozyskane wyniki od wszystkich osób dały wypadkową, która posłużyła do określenia czasu neutralizacji odorów w odwirowanym osadzie.

Charakterystyka osadu ściekowego

Do badań użyto osad ściekowy o następującej charakterystyce:

- pH: 7,55,
- temperatura: 20°C,
- barwa: czarna,
- struktura osadu: jednolita, trudno opadający, zawieszinowy,
- zapach: gnilny,
- zawartość wody W_N : 97,7%,
- zawartość suchej masy β_N : 21180 mg/dm³.

Charakterystyka flokulanta kationowego Praestol 855BS

Proces odwadniania w laboratoryjnej wirówce sedymentacyjnej typu MPW-350 wspomagany był flokulantem kationowym o nazwie handlowej Praestol 855BS, który stosowany jest na Oczyszczalni Ście-

ków Jamno. Doświadczalnie dobrana i stosowana dawka flokulanta na oczyszczalni ścieków wynosi 3,68 kg/Mg s.m.o. W czasie odwadniania uzyskuje się osad odwodniony do poziomu 68-75% zawartości wody.

W tabeli 1 przedstawiono informacje na temat podstawowych właściwości fizycznych i chemicznych flokulanta Praestol 855BS zastosowanego do badań.

Tabela 1. Charakterystyka flokulanta Praestol 855BS (ASHLAND)

Table 1. Characteristics of Praestol 855BS flocculant (ASHLAND)

Wygląd	granulowany ciało stałe
Barwa	biały jasno żółty
Zapach	aminowy
Temperatura zapłonu	nie dotyczy
Dolna granica wybuchowości	30.000 mg/dm ³
pH	7 stężenie 10,00 g/l
Temperatura topnienia	nie dotyczy
Temperatura wrzenia	nie dotyczy
Prężność par	< 0,02 hPa
Gęstość	ok. 0,72 g/cm ³
Rozpuszczalność w wodzie	słabo rozpuszczalny
Rozkład termiczny	> 150°C
Gęstość nasypowa	600/m ³

Charakterystyka olejku eterycznego z pomarańczy

Do badań procesu mechanicznego odwadniania komunalnych osadów ściekowych w laboratorium wykorzystano naturalny olejek eteryczny z pomarańczy, który wyprodukowano ze skórek pomarańczy w procesie destylacji parą wodną.

W tabeli 2 przedstawiono informacje na temat podstawowych właściwości fizyczno-chemicznych olejku eterycznego z pomarańczy zastosowanego do badań.

Tabela 2. Charakterystyka olejku eterycznego z pomarańczy**Table 2.** Characteristics of orange essential oil

Wygląd	Ciecz
Barwa	Żółta
Zapach	Pomarańczowy
Gęstość d_{20}^{20}	0,850 g/cm ³
Współczynnik załamania światła n_D^{20}	1,473

Olejek pomarańczowy zawiera głównie nerol i limonen.

3. Wyniki badań

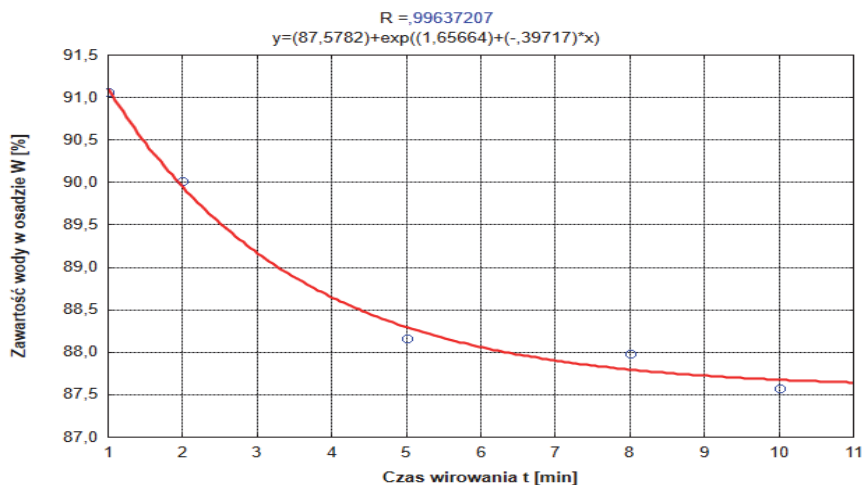
Odwadnianie komunalnych osadów ściekowych z zastosowaniem flokulanta Praestol 855BS

Na rysunku 1 przedstawiono wyniki badań wpływu czasu wirowania t [min] na zawartość wody w osadzie W [%].

Na rysunku 2 przedstawiono wyniki badań wpływu prędkości wirowania n [obr/min] na zawartość wody w osadzie W [%].

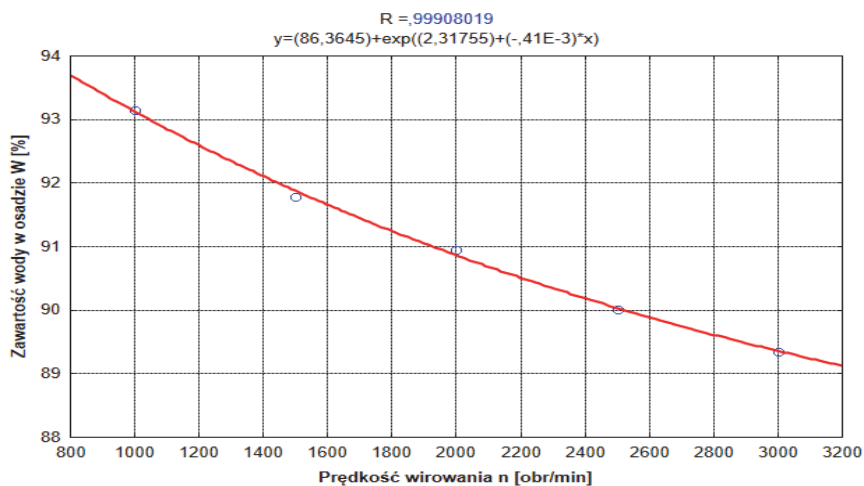
Na rysunku 3 przedstawiono wykres wpływu czasu wirowania t [min] i prędkości wirowania n [obr/min] dla określonej dawki flokulanta Praestol 855BS $C_F = 28$ ml/dm³ na zawartość wody w osadzie W [%].

Na rysunku 4 przedstawiono wyniki badań wpływu dawki flokulanta Praestol 855BS C_F [ml/dm³] na zawartość wody w osadzie W [%].



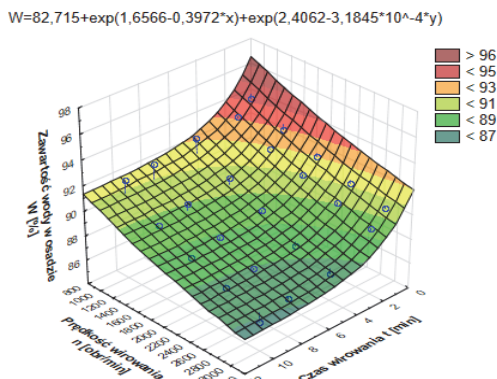
Rys. 1. Wpływ czasu wirowania t [min] na zawartość wody w osadzie W [%] (Kowalczyk & Piecuch 2016)

Fig. 1. Impact of centrifugation time t [min] on water content in sediment W [%] (Kowalczyk & Piecuch 2016)



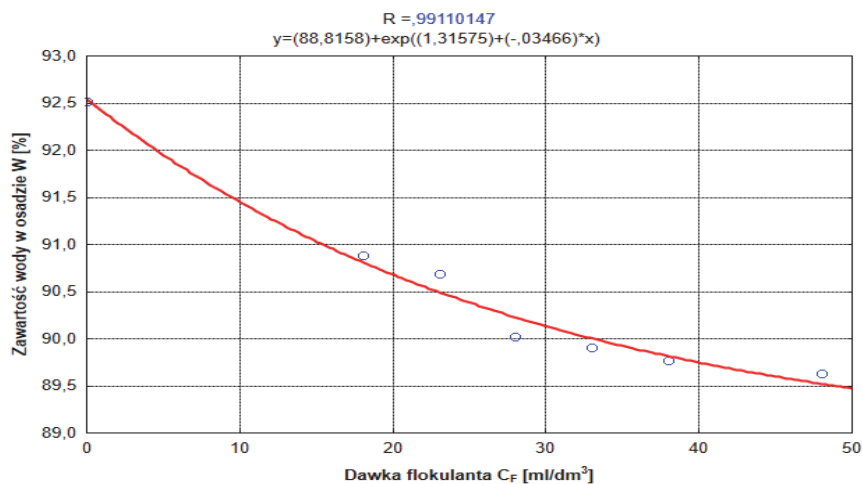
Rys. 2. Wpływ prędkości wirowania n [obr/min] na zawartość wody w osadzie W [%] (Kowalczyk & Piecuch 2016)

Fig. 2. Impact of centrifugation speed n [rot./min.] on water content in sediment W [%] (Kowalczyk & Piecuch 2016)



Rys. 3. Wykres zależności zawartości wody w osadzie W [%] w funkcji czasu wirowania t [min] i prędkości wirowania n [obr/min] dla określonej dawki flokulanta $C_F = 28 \text{ ml/dm}^3$ (Kowalczyk & Piecuch 2016)

Fig. 3. Impact of centrifugation time t [min.] and speed n [rot./min.] on water content in sediment W [%] for dose of flocculant $C_F = 28 \text{ ml/dm}^3$ (Kowalczyk & Piecuch 2016)



Rys. 4. Wpływ dawki flokulanta C_F [ml/dm³] na zawartość wody w osadzie W [%] (Kowalczyk & Piecuch 2016)

Fig. 4. Impact of flocculant dose C_F [ml/dm³] on water content in sediment W [%] (Kowalczyk & Piecuch 2016)

Równanie końcowe aproksymacyjne opisujące wykresy na rysunkach 1, 2, 3 oraz 4 ustalone metodą punktu centralnego wg Piecucha przyjęło postać (Kowalczyk & Piecuch 2016):

$$W(t, n, C_F) = 81,90 + \exp(1,66 - 0,40 \cdot t) + \exp(2,41 - 3,18 \cdot 10^{-4} \cdot n) + \exp(1,18 - 0,05 \cdot C_F) \quad (1)$$

gdzie:

$W(t, n, C_F)$ – parametr wynikowy – zawartość wody w osadzie [%],

t – czas wirowania [min],

n – prędkość wirowania [obr/min],

C_F – dawka flokulanta Praestol 855BS [ml/dm³].

Opracowane równanie analityczno-empiryczne jest słuszne dla następujących zakresów zmienności parametrów (Kowalczyk & Piecuch 2016):

$t \in 1-10$ min,

$n \in 1000-3000$ obr/min,

$C_F \in 0-48$ ml/dm³,

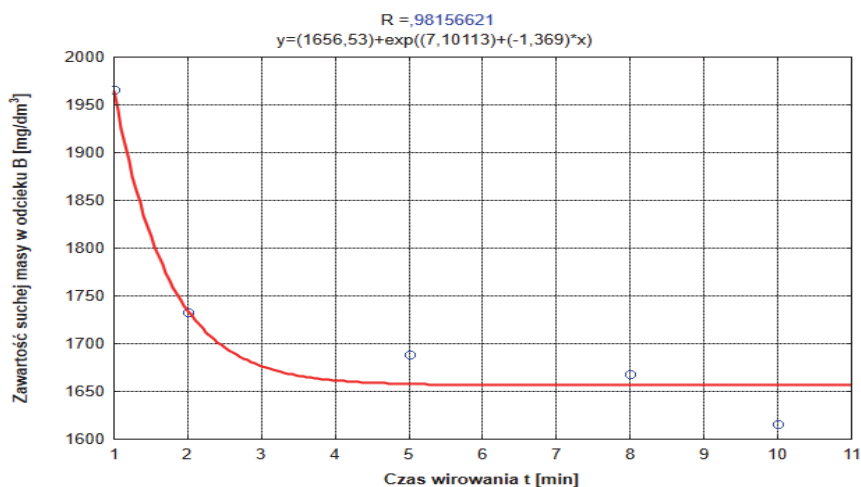
a więc w tym zakresie może być użytkowane do projektowania.

Na rysunku 5 przedstawiono wyniki badań wpływu czasu wirowania t [min] na zawartość suchej masy w odcieku β [mg/dm³].

Na rysunku 6 przedstawiono wyniki badań wpływu prędkości wirowania n [obr/min] na zawartość suchej masy w odcieku β [mg/dm³].

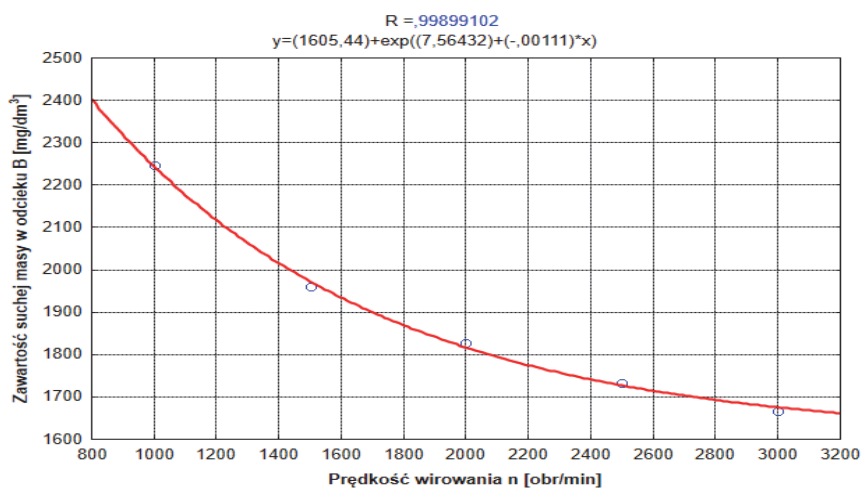
Na rysunku 7 przedstawiono wykres wpływu czasu wirowania t [min] i prędkości wirowania n [obr/min] dla określonej dawki flokulanta Praestol 855BS $C_F = 28$ ml/dm³ na zawartość suchej masy w odcieku β [mg/dm³].

Na rysunku 8 przedstawiono wyniki badań wpływu dawki flokulanta Praestol 855BS C_F [ml/dm³] na zawartość suchej masy w odcieku β [mg/dm³].



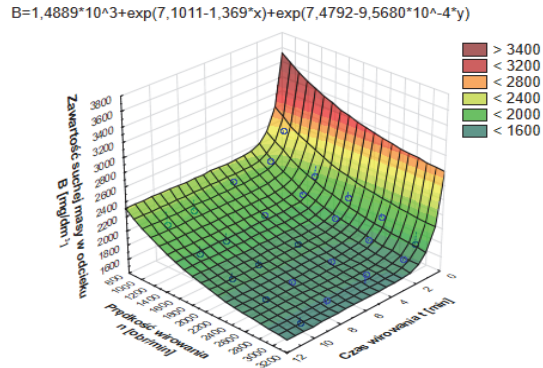
Rys. 5. Wpływ czasu wirowania t [min] na zawartość suchej masy w odcieku β [mg/dm³] (Kowalczyk & Piecuch 2016)

Fig. 5. Impact of centrifugation time t [min] on dry residue content in effluent β [mg/dm³] (Kowalczyk & Piecuch 2016)



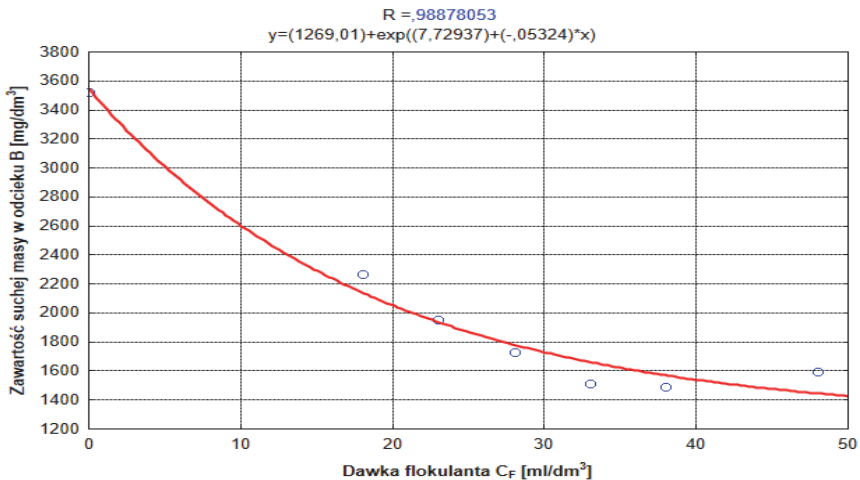
Rys. 6. Wpływ prędkości wirowania n [obr/min] na zawartość suchej masy w odcieku β [mg/dm³] (Kowalczyk & Piecuch 2016)

Fig. 6. Impact of centrifugation speed n [rot./min.] on dry residue content in effluent β [mg/dm³] (Kowalczyk & Piecuch 2016)



Rys. 7. Wykres zależności zawartości suchej masy w odcieku β [mg/dm^3] w funkcji czasu wirowania t [min] i prędkości wirowania n [obr/min] dla określonej dawki flokulanta $C_F = 28 \text{ ml}/\text{dm}^3$ (Kowalczyk & Piecuch 2016)

Fig. 7. Impact of centrifugation time t [min.] and speed n [rot./min.] on dry residue content in effluent β [mg/dm^3] for dose of flocculant $C_F = 28 \text{ ml}/\text{dm}^3$ (Kowalczyk & Piecuch 2016)



Rys. 8. Wpływ dawki flokulanta C_F [ml/dm^3] na zawartość suchej masy w odcieku β [mg/dm^3] (Kowalczyk & Piecuch 2016)

Fig. 8. Impact of flocculant dose C_F [ml/dm^3] on dry residue content in effluent β [mg/dm^3] (Kowalczyk & Piecuch 2016)

Końcowe równanie aproksymacyjne wykresów na rysunkach 5, 6, 7 oraz 8 określone metodą punktu centralnego wg Piecucha ma następującą postać analityczno-empiryczną (Kowalczyk & Piecuch 2016):

$$\beta(t, n, C_F) = -209,27 + \exp(7,10 - 1,37 \cdot t) + \exp(7,48 - 9,57 \cdot 10^{-4} \cdot n) + \exp(8,16 - 0,03 \cdot C_F) \quad (2)$$

gdzie:

$\beta(t, n, C_F)$ – parametr wynikowy – zawartość suchej masy w odcieku [mg/dm^3],

t – czas wirowania [min],

n – prędkość wirowania [obr/min],

C_F – dawka flokulanta Praestol 855BS [ml/dm^3].

Opracowane równanie jest słuszne dla następujących zakresów zmienności parametrów (Kowalczyk & Piecuch 2016):

$t \in 1-10$ min,

$n \in 1000-3000$ obr/min,

$C_F \in 0-48$ ml/dm^3 ,

a więc w tych zakresach projektant może je wykorzystywać.

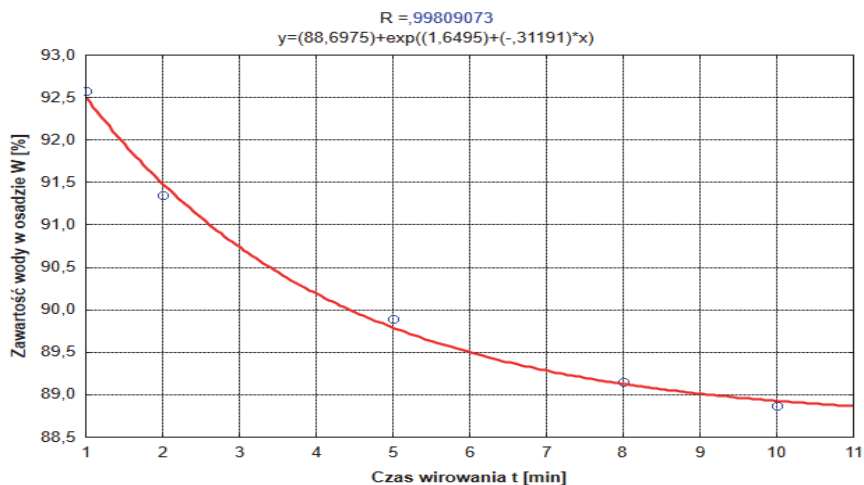
Odwadnianie komunalnych osadów ściekowych z zastosowaniem olejku eterycznego z pomarańczy

Na rysunku 9 przedstawiono wyniki badań wpływu czasu wirowania t [min] na zawartość wody w osadzie W [%].

Na rysunku 10 przedstawiono wyniki badań wpływu prędkości wirowania n [obr/min] na zawartość wody w osadzie W [%].

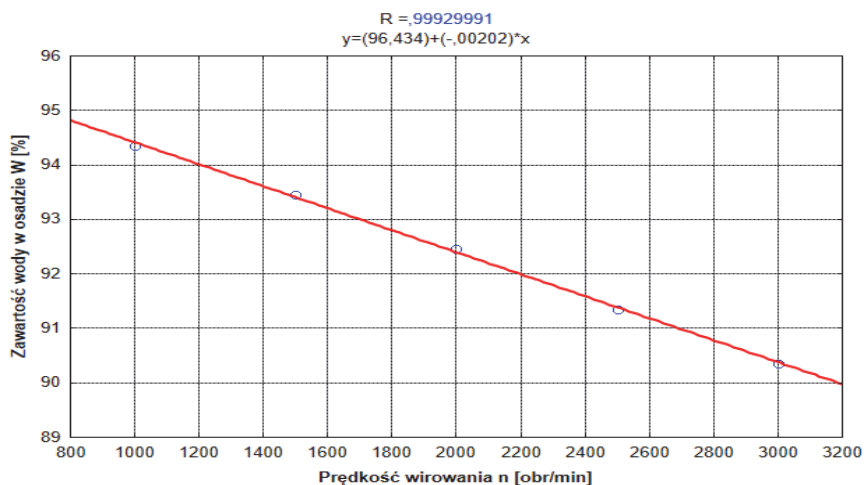
Na rysunku 11 przedstawiono wykres wpływu czasu wirowania t [min] i prędkości wirowania n [obr/min] dla określonej dawki olejku z pomarańczy $C_O = 28$ ml/dm^3 na zawartość wody w osadzie W [%].

Na rysunku 12 przedstawiono wyniki badań wpływu dawki olejku z pomarańczy C_O [ml/dm^3] na zawartość wody w osadzie W [%].



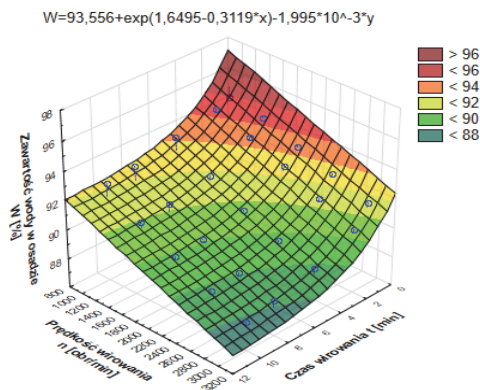
Rys. 9. Wpływ czasu wirowania t [min] na zawartość wody w osadzie W [%]

Fig. 9. Impact of centrifugation time t [min] on water content in sediment W [%]



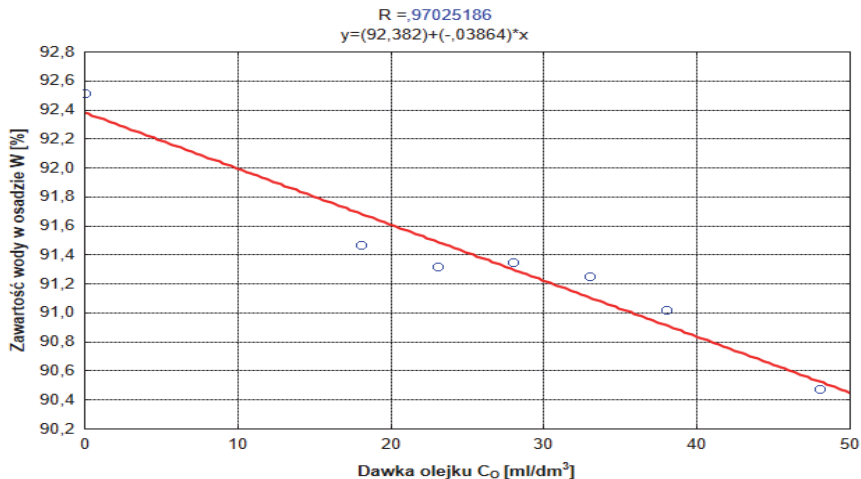
Rys. 10. Wpływ prędkości wirowania n [obr/min] na zawartość wody w osadzie W [%]

Fig. 10. Impact of centrifugation speed n [rot./min.] on water content in sediment W [%]



Rys. 11. Wykres zależności zawartości wody w osadzie W [%] w funkcji czasu wirowania t [min] i prędkości wirowania n [obr/min] dla określonej dawki olejku z pomarańczy $C_0 = 28 \text{ ml/dm}^3$

Fig. 11. Impact of centrifugation time t [min.] and speed n [rot./min.] on water content in sediment W [%] for dose of orange essential oil $C_0 = 28 \text{ ml/dm}^3$



Rys. 12. Wpływ dawki olejku z pomarańczy C_0 [ml/dm^3] na zawartość wody w osadzie W [%]

Fig. 12. Impact of orange essential oil dose C_0 [ml/dm^3] on water content in sediment W [%]

Końcowe równanie aproksymacyjne ustalone metodą punktu centralnego wg Piecucha przyjmuje następującą postać:

$$W(t, n, C_0) = 94,26 + \exp(1,65 - 0,31 \cdot t) - 2,00 \cdot 10^{-3} \cdot n - 0,03 \cdot C_0 \quad (3)$$

gdzie:

$W(t, n, C_0)$ – parametr wynikowy – zawartość wody w osadzie [%],

t – czas wirowania [min],

n – prędkość wirowania [obr/min],

C_0 – dawka olejku z pomarańczy [ml/dm^3].

Opracowane równanie jest słuszne dla następujących zakresów zmienności parametrów:

$t \in 1-10$ min,

$n \in 1000-3000$ obr/min,

$C_0 \in 0-48$ ml/dm^3 ,

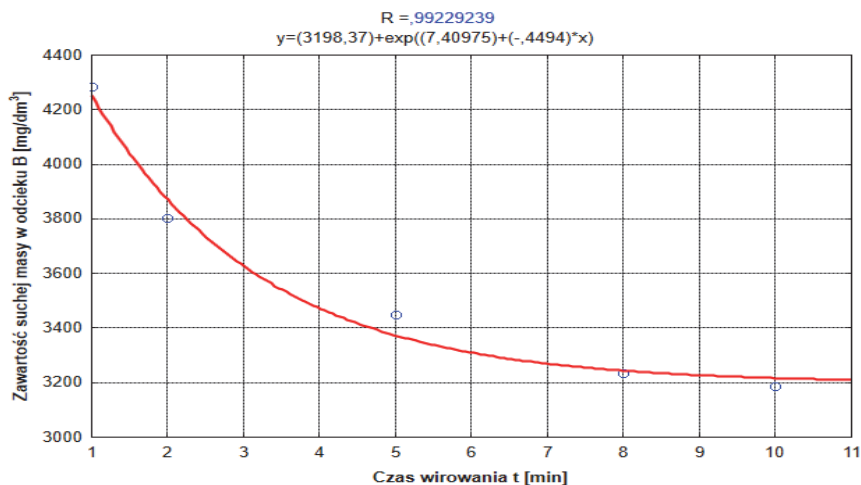
i w tych zakresach może być wykorzystywane w projektowaniu.

Na rysunku 13 przedstawiono wyniki badań wpływu czasu wirowania t [min] na zawartość suchej masy w odcieku β [mg/dm^3].

Na rysunku 14 przedstawiono wyniki badań wpływu prędkości wirowania n [obr/min] na zawartość suchej masy w odcieku β [mg/dm^3].

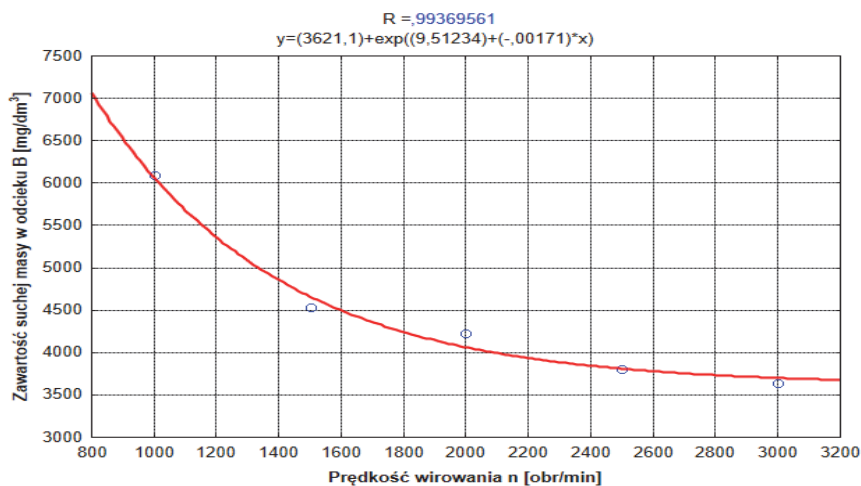
Na rysunku 15 przedstawiono wykres wpływu czasu wirowania t [min] i prędkości wirowania n [obr/min] dla określonej dawki olejku z pomarańczy $C_0 = 28$ ml/dm^3 na zawartość suchej masy w odcieku β [mg/dm^3].

Na rysunku 16 przedstawiono wyniki badań wpływu dawki olejku z pomarańczy C_0 [ml/dm^3] na zawartość suchej masy w odcieku β [mg/dm^3].



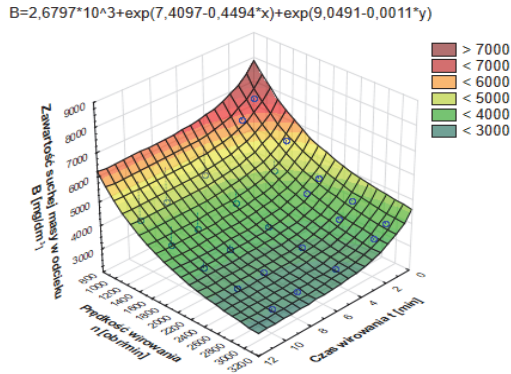
Rys. 13. Wpływ czasu wirowania t [min] na zawartość suchej masy w odcieku β [mg/dm^3]

Fig. 13. Impact of centrifugation time t [min.] on dry residue content in effluent β [mg/dm^3]



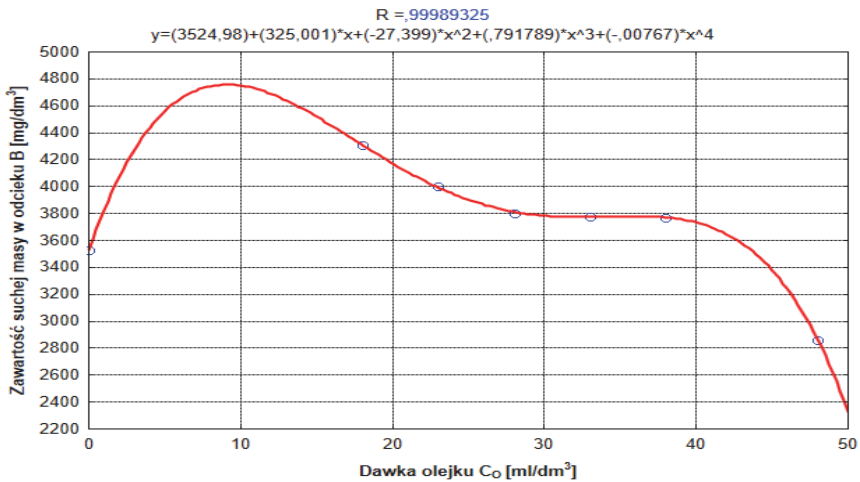
Rys. 14. Wpływ prędkości wirowania n [obr/min] na zawartość suchej masy w odcieku β [mg/dm^3]

Fig. 14. Impact of centrifugation speed n [rot./min.] on dry residue content in effluent β [mg/dm^3]



Rys. 15. Wykres zależności zawartości suchej masy w odcieku β [mg/dm^3] w funkcji czasu wirowania t [min] i prędkości wirowania n [obr./min] dla określonej dawki olejku z pomarańczy $C_0 = 28 \text{ ml}/\text{dm}^3$

Fig. 15. Impact of centrifugation time t [min.] and speed n [rot./min.] on dry residue content in effluent β [mg/dm^3] for dose of orange essential oil $C_0 = 28 \text{ ml}/\text{dm}^3$



Rys. 16. Wpływ dawki olejku z pomarańczy C_0 [ml/dm^3] na zawartość suchej masy w odcieku β [mg/dm^3]

Fig. 16. Impact of orange essential oil dose C_0 [ml/dm^3] on dry residue content in effluent β [mg/dm^3]

Końcowe równanie aproksymacyjne obliczone metodą punktu centralnego wg Piecucha ma następującą postać:

$$\beta(t, n, C_O) = 1,71 \cdot 10^3 + \exp(7,41 - 0,45 \cdot t) + \exp(9,05 - 1,1 \cdot 10^{-3} \cdot n) + 407,06 \cdot C_O - 31,14 \cdot C_O^2 + 0,87 \cdot C_O^3 - 0,01 \cdot C_O^4 \quad (4)$$

gdzie:

$\beta(t, n, C_O)$ – parametr wynikowy – zawartość suchej masy w odcieku [mg/dm^3],

t – czas wirowania [min],

n – prędkość wirowania [obr/min],

C_O – dawka olejku z pomarańczy [ml/dm^3].

Opracowane równanie jest słuszne dla następujących zakresów zmienności parametrów:

$t \in 1-10$ min,

$n \in 1000-3000$ obr/min,

$C_O \in 0-48$ ml/dm^3 ,

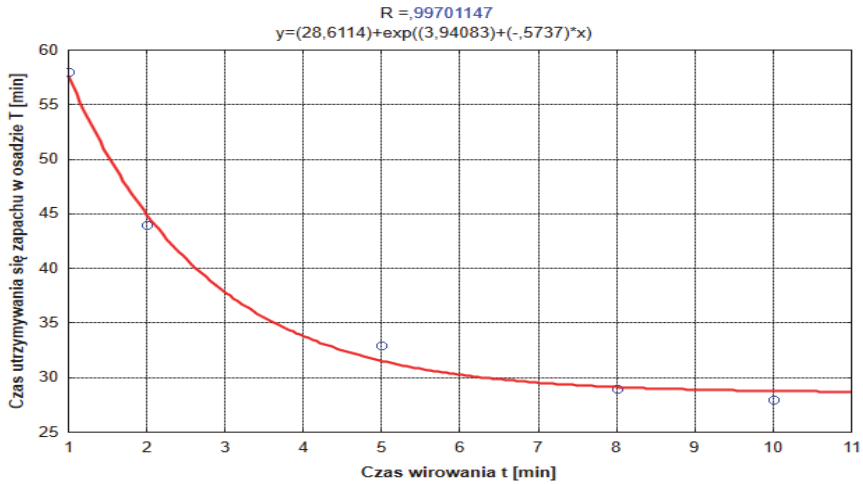
a więc w tych zakresach może być użytkowane przez projektantów.

Na rysunku 17 przedstawiono wyniki badań wpływu czasu wirowania t [min] na czas utrzymywania się zapachu w osadzie T [min].

Na rysunku 18 przedstawiono wyniki badań wpływu prędkości wirowania n [obr/min] na czas utrzymywania się zapachu w osadzie T [min].

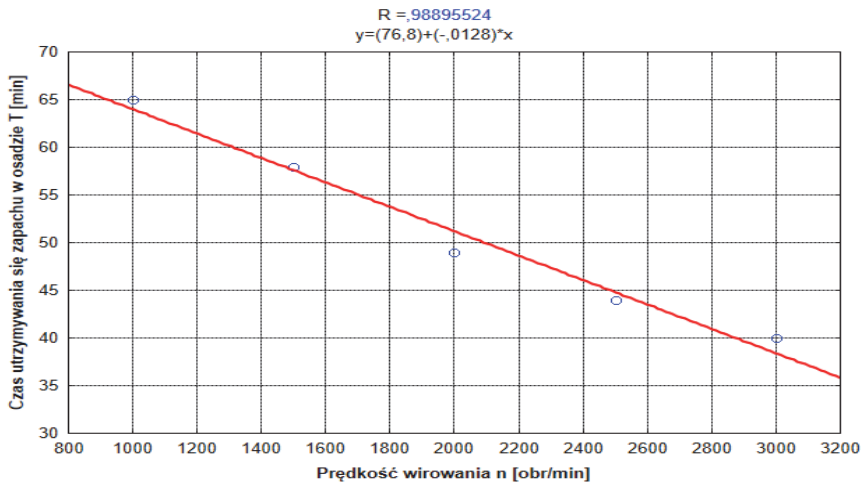
Na rysunku 19 przedstawiono wykres wpływu czasu wirowania t [min] i prędkości wirowania n [obr/min] dla określonej dawki olejku z pomarańczy $C_O = 28$ ml/dm^3 na czas utrzymywania się zapachu w osadzie T [min].

Na rysunku 20 przedstawiono wyniki badań wpływu dawki olejku z pomarańczy C_O [ml/dm^3] na czas utrzymywania się zapachu w osadzie T [min].



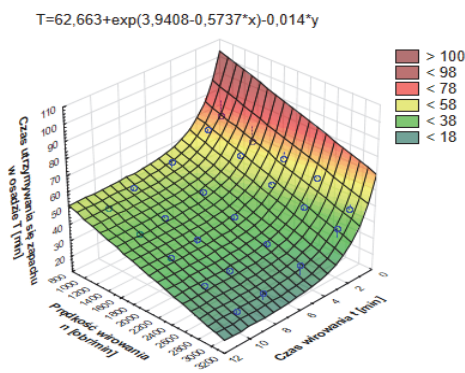
Rys. 17. Wpływ czasu wirowania t [min.] na czas utrzymywania się zapachu w osadzie T [min.]

Fig. 17. Impact of centrifugation time t [min.] on time of persistence of scent in sediment T [min.]



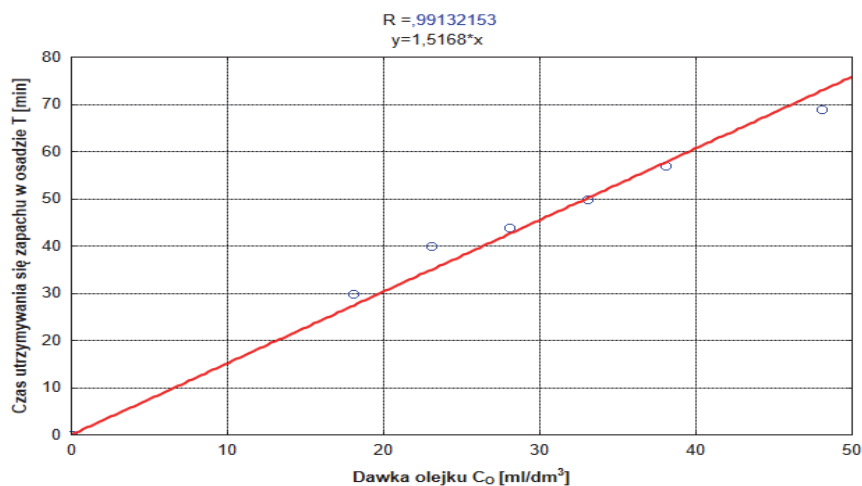
Rys. 18. Wpływ prędkości wirowania n [obr/min] na czas utrzymywania się zapachu w osadzie T [min.]

Fig. 18. Impact of centrifugation speed n [rot./min.] on time of persistence of scent in sediment T [min.]



Rys. 19. Wykres zależności czasu utrzymywania się zapachu T [min] w osadzie w funkcji czasu wirowania t [min] i prędkości wirowania n [obr/min] dla określonej dawki olejku z pomarańczy $C_0 = 28 \text{ ml/dm}^3$

Fig. 19. Impact of centrifugation time t [min.] and speed n [rot./min.] on time of persistence of scent in sediment T [min.] for dose of orange essential oil $C_0 = 28 \text{ ml/dm}^3$



Rys. 20. Wpływ dawki olejku z pomarańczy C_0 [ml/dm^3] na czas utrzymywania się zapachu w osadzie T [min]

Fig. 20. Impact of orange essential oil dose C_0 [ml/dm^3] on time of persistence of scent in sediment T [min.]

Równanie aproksymacyjne metodą punktu centralnego wg Piecucha przyjmuje następującą postać:

$$T(t, n, C_0) = 18,66 + \exp(3,94 - 0,57 \cdot t) - 0,01 \cdot n + 1,52 \cdot C_0 \quad (5)$$

gdzie:

$T(t, n, C_0)$ – parametr wynikowy – czas utrzymywania się zapachu w osadzie [min],

t – czas wirowania [min],

n – prędkość wirowania [obr/min],

C_0 – dawka olejku z pomarańczy [ml/dm^3].

Opracowane równanie jest słuszne dla następujących zakresów zmienności parametrów:

$t \in 1-10$ min,

$n \in 1000-3000$ obr/min,

$C_0 \in 0-48$ ml/dm^3 ,

a więc w tych zakresach może być użytkowane przez projektantów.

4. Opis i analiza wyników

Odwadnianie komunalnych osadów ściekowych z zastosowaniem flokulanta Praestol 855BS

Pierwszym parametrem zmiennym, przy którym badano zawartość wody w osadzie po procesie sedymentacji odśrodkowej był czas wirowania, który zmieniał się w zakresie od 1 do 10 minut. Analiza wyników badań przedstawionych na rysunku 1 wskazuje, że wraz ze wzrostem czasu wirowania od 1 do 10 minut można uzyskać zmniejszenie zawartości wody w osadzie o 3,49%. Najniższą wartość zawartości wody w osadzie, tj. 87,58% uzyskano przy czasie wirowania równym 10 minut. Kształt krzywej pokazuje, że największy spadek zawartości wody w osadzie następuje przy wzroście czasu wirowania do pięciu minut. Dalsze wydłużenie czasu wirowania nie wpływa w znaczący sposób na zmniejszenie zawartości wody w osadzie. Spadek zawartości wody w osadzie można tłumaczyć tym, że wraz ze wzrostem czasu wirowania, wydłuża się czas działania siły odśrodkowej (największa zdecydowanie, co do wartości siła działająca na ziarenko osadu w procesie sedymentacji odśrodkowej), która powoduje sedymentację i zagęszczenie coraz mniejszych ziarenek osadu (Kowalczyk & Piecuch 2016).

Drugim parametrem zmiennym w procesie sedymentacji odśrodkowej była prędkość wirowania, która zmieniała się w zakresie od 1000 do 3000 obr/min. Wyniki badań przedstawiono na rysunku 2. Analiza wyników badań wskazuje, że wzrost prędkości obrotowej powoduje zmniejszenie zawartości wody w osadzie. Ze wzrostem prędkości wirowania z 1000 do 3000 obr/min otrzymano zmniejszenie zawartości wody w osadzie o 3,8%. Najniższą wartość zawartości wody w osadzie, tj. 89,35% uzyskano przy prędkości obrotowej równej 3000 obr/min. Kształt krzywej pokazuje, że największy spadek zawartości wody w osadzie następuje do około 1500 obr/min, od 1500 do 3000 obr/min spadek jest już nieco mniejszy i mniej więcej na tym samym poziomie. Zależność tą można wytłumaczyć w taki sposób, że wraz ze wzrostem prędkości wirowania rośnie siła odśrodkowa, która powoduje odsączenie z por osadu zawartej w porach resztek wody (Kowalczyk & Piecuch 2016).

Kolejnym badanym parametrem zmiennym była dawka roztworu flokulanta Praestol 855BS o stężeniu 0,3%, która zmieniała się w zakresie od 0 do 48 ml/dm³. Analiza wyników badań przedstawionych na rysunku 4 wskazuje, że wzrost dawki flokulanta Praestol 855BS wpływa na zmniejszenie zawartości wody w osadzie. Im większa dawka flokulanta, tym mniejsza zawartość wody w osadzie. Ze wzrostem dawki flokulanta Praestol 855BS od 0 do 48 ml/dm³ uzyskuje się zmniejszenie zawartości wody w osadzie o 2,89%. Najniższą wartość zawartości wody w osadzie, tj. 89,63% uzyskano przy dawce flokulanta Praestol 855BS równej 48 ml/dm³. Kształt krzywej pokazuje, że dawka flokulanta Praestol 855BS 28 ml/dm³ jest dawką optymalną. Powyżej tej dawki spadek zawartości wody w osadzie nie jest istotny. Flokulant łączy drobne cząstki koloidalne zawiesiny w większe aglomeraty, tzw. kłaczkę, które znacznie lepiej podlegają oddziaływaniu siły odśrodkowej, gdyż mają większą masę ($m \propto r^2$) przyspieszając w ten sposób proces sedymentacji odśrodkowej (Kowalczyk & Piecuch 2016).

Drugim parametrem wynikowym w procesie sedymentacji odśrodkowej jaki badano, była zawartość suchej masy w odcieku. Wyniki badań wpływu czasu wirowania na zawartość suchej masy w odcieku po procesie sedymentacji odśrodkowej przedstawiono na rysunku 5. Analizując wyniki badań można zauważyć, że wzrost czasu wirowania powoduje spadek zawartości suchej masy w odcieku. Ze wzrostem czasu wirowania od 1 do 10 minut można uzyskać zmniejszenie zawartości suchej

masy w odcieku o $349,34 \text{ mg/dm}^3$. Najniższą wartość zawartość suchej masy w odcieku, tj. $1616,22 \text{ mg/dm}^3$ uzyskano przy czasie wirowania równym 10 minut. Kształt przebiegu tej zależności wskazuje, że dalszy wzrost czasu wirowania będzie zmniejszał zawartość suchej masy w odcieku, ale spadek ten nie będzie już tak wyraźny. Zatem, wraz ze wzrostem czasu wirowania wydłuża się czas tworzenia osadu, którego jest coraz więcej, a tym samym coraz mniej cząstek stałych może przechodzić do odcieku (Kowalczyk & Piecuch 2016).

Wyniki badań wpływu prędkości obrotowej na zawartość suchej masy w odcieku po procesie sedymentacji odśrodkowej, przedstawione na rysunku 6 wskazują, że wraz ze wzrostem prędkości wirowania maleje zawartość suchej masy w odcieku. Ze wzrostem prędkości wirowania z 1000 do 3000 obr/min zanotowano spadek zawartości suchej masy w odcieku z $2247,61 \text{ mg/dm}^3$ do wartości $1667,76 \text{ mg/dm}^3$, czyli o $579,85 \text{ mg/dm}^3$. Kształt przebiegu zależności wskazuje, że wraz ze wzrostem prędkości do 1500 obr/min następuje szybkie obniżanie zawartości suchej masy w odcieku. Wzrost prędkości powyżej 1500 obr/min powoduje już mniejszy spadek. Otóż, wzrost siły odśrodkowej spowodowany wzrostem prędkości wirowania, zmusza nawet najmniejsze ziarna zawiesiny do sedymentacji, a więc usuwa je z odcieku (Kowalczyk & Piecuch 2016).

Wyniki badań wpływu dawki roztworu flokulanta Praestol 855BS o stężeniu 0,3% na zawartość suchej masy w odcieku po procesie sedymentacji odśrodkowej przedstawiono na rysunku 8. Obserwując wyniki badań można zauważyć, że wzrost dawki flokulanta Praestol 855BS powoduje spadek wartości zawartości suchej masy w odcieku. Ze wzrostem dawki flokulanta Praestol 855BS od 0 do 48 ml/dm^3 można uzyskać zmniejszenie zawartości suchej masy w odcieku o $1928,49 \text{ mg/dm}^3$. Najniższą wartość zawartości suchej masy w odcieku, tj. $1489,92 \text{ mg/dm}^3$ uzyskano przy dawce flokulanta Praestol 855BS równej 38 ml/dm^3 . Kształt krzywej pokazuje, że dawka flokulanta Praestol 855BS 33 ml/dm^3 jest dawką optymalną. Powyżej tej dawki spadek zawartości suchej masy w odcieku jest niewielki, a nawet następuje pogorszenie warunków odwadniania, o czym świadczy wzrost zawartości suchej masy w odcieku przy dawce flokulanta Praestol 855BS równej 48 ml/dm^3 ; prawdopodobnie zaczęła negatywnie dominować lepkość przy dalszym wzroście dawki flokulanta (Kowalczyk & Piecuch 2016).

Odwadnianie komunalnych osadów ściekowych z zastosowaniem olejku eterycznego z pomarańczy

Pierwszym parametrem zmiennym, przy którym badano zawartość wody w osadzie po procesie sedymentacji odśrodkowej był czas wirowania, który zmieniał się w zakresie od 1 do 10 minut. Efekty odwadniania przedstawiono na rysunku 9. Obserwując wyniki badań można zauważyć, że wzrost czasu wirowania powoduje spadek zawartości wody w osadzie. Ze wzrostem czasu wirowania od 1 do 10 minut można uzyskać zmniejszenie zawartości wody w osadzie z 92,58% do wartości 88,87%, czyli o 3,71%. Najniższą wartość zawartości wody w osadzie, tj. 88,87% uzyskano przy czasie wirowania równym 10 minut. Kształt przebiegu tej zależności wskazuje, że największy spadek zawartości wody w osadzie następuje przy wzroście czasu wirowania do 8 minut. Powyżej tego czasu spadek zawartości wody w osadzie jest zdecydowanie mniejszy.

Kolejnym parametrem zmiennym w procesie sedymentacji odśrodkowej była prędkość wirowania, która zmieniała się w zakresie od 1000 do 3000 obr/min. Wyniki badań przedstawiono na rysunku 10. Analiza wyników badań wskazuje, że ze wzrostem prędkości obrotowej zmniejsza się zawartość wody w osadzie. Ze wzrostem prędkości wirowania z 1000 do 3000 obr/min otrzymano zmniejszenie zawartości wody w osadzie o 3,99%. Najniższą wartość zawartości wody w osadzie, tj. 90,36% uzyskano przy prędkości obrotowej równej 3000 obr/min. Kształt krzywej pokazuje, że spadek zawartości wody w osadzie następuje liniowo. Można powiedzieć, że dalszy wzrost prędkości powyżej 3000 obr/min pozwoli na obniżenie zawartości wody w osadzie.

Ostatnim badanym parametrem zmiennym była dawka olejku eterycznego z pomarańczy, która zmieniała się w zakresie od 0 do 48 ml/dm³. Analiza wyników badań przedstawionych na rysunku 12 wskazuje, że wzrost dawki olejku z pomarańczy wpływa na zmniejszenie zawartości wody w osadzie. Ze wzrostem dawki olejku z pomarańczy od 0 do 48 ml/dm³ można uzyskać zmniejszenie zawartości wody w osadzie z 92,52% do wartości 90,48%, czyli o 2,04%. Najniższą wartość zawartości wody w osadzie, tj. 90,48% uzyskano przy dawce olejku z pomarańczy równej 48 ml/dm³. Kształt przebiegu tej zależności pokazuje, że największy spadek zawartości wody w osadzie ma miejsce przy dawce olejku eterycznego z pomarańczy do 18 ml/dm³, od 18 ml/dm³ do

38 ml/dm³ spadek jest już dużo mniejszy i praktycznie nie jest zauważalny, a powyżej 38 ml/dm³ następuje zwiększenie spadku zawartości wody w osadzie. Podsumowując, dawka olejku z pomarańczy 48 ml/dm³ nie jest optymalną i dalszy jej wzrost pozwoli na obniżenie wartości zawartości wody w osadzie.

Drugim parametrem wynikowym w procesie sedymentacji odśrodkowej, jaki badano, była zawartość suchej masy w odcieku. Wyniki badań wpływu czasu wirowania na zawartość suchej masy w odcieku po procesie sedymentacji odśrodkowej przedstawiono na rysunku 13. Obserwując wyniki badań można zauważyć, że wraz ze wzrostem czasu wirowania maleje zawartość suchej masy w odcieku. Ze wzrostem czasu wirowania od 1 do 10 minut można uzyskać spadek zawartości suchej masy w odcieku o 1098,2 mg/dm³. Najniższą wartość zawartości suchej masy w odcieku, tj. 3185,93 mg/dm³ uzyskano przy czasie wirowania równym 10 minut. Kształt przebiegu krzywej wskazuje, że wraz ze wzrostem czasu wirowania do 8 minut następuje szybkie obniżanie zawartości suchej masy w odcieku, a powyżej 8 minut spadek jest zdecydowanie mniejszy.

Wyniki badań wpływu prędkości obrotowej na zawartość suchej masy w odcieku po procesie sedymentacji odśrodkowej przedstawiono na rysunku 14, które wskazują, że wraz ze wzrostem prędkości wirowania maleje zawartość suchej masy w odcieku. Ze wzrostem prędkości wirowania z 1000 do 3000 obr/min zanotowano spadek zawartości suchej masy w odcieku z 6089,66 mg/dm³ do wartości 3635,41 mg/dm³, czyli o 2454,25 mg/dm³. Kształt przebiegu zależności wskazuje, że wraz ze wzrostem prędkości do 2500 obr/min następuje szybkie obniżanie zawartości suchej masy w odcieku. Wzrost prędkości powyżej 2500 obr/min powoduje coraz mniejszy spadek.

Wyniki badań wpływu dawki olejku eterycznego z pomarańczy na zawartość suchej masy w odcieku po procesie sedymentacji odśrodkowej przedstawiono na rysunku 16. Analiza wyników badań wskazuje, że wzrost dawki olejku z pomarańczy wpływa na zmniejszenie zawartości suchej masy w odcieku. Najniższą wartość zawartości suchej masy w odcieku, tj. 2862,93 mg/dm³ uzyskano przy dawce olejku eterycznego z pomarańczy równej 48 ml/dm³. Kształt przebiegu tej zależności pokazuje, że przy dawce olejku z pomarańczy do 18 ml/dm³ następuje wzrost zawartości suchej masy w odcieku, po czym od 18 ml/dm³ do 28 ml/dm³

ma miejsce gwałtowny spadek, od 28 ml/dm³ do 38 ml/dm³ spadek jest zdecydowanie mniejszy, a powyżej 38 ml/dm³ następuje gwałtowne zwiększenie spadku zawartości suchej masy w odcieku. Reasumując dawka olejku z pomarańczy 48 ml/dm³ nie jest dawką optymalną i dalszy jej wzrost przyczyni się do obniżenia wartości zawartości suchej masy w odcieku. Ten nietypowy przebieg zależności w przypadku zastosowania olejku eterycznego można tłumaczyć tym, iż prawdopodobnie pierwsza, a więc ta najniższa dawka olejku jako flokulanta $C_0 = 18 \text{ ml/dm}^3$ nie spowodowała jeszcze utworzenia flokuł, a więc na tyle dużych kłaczków, dla których siła odśrodkowa przy danych obrotach umożliwiłaby już ich sedymentację z jednej strony oraz niestety równocześnie ta najniższa dawka olejku eterycznego była na tyle duża, że zwiększyła lepkość cieczy na tyle, że małe bardzo niewielkie zbliżone do rzędu mikronowych cząstki zawiesiny nie były w stanie szybko sedymentować. W następnych seriach doświadczenia zwiększane dawki olejku eterycznego, mimo oczywistego wzrostu lepkości były na tyle wystarczające, że zaistniało efektywne tworzenie się flokuł, czyli kłaczków.

Ostatnim parametrem wynikowym w procesie sedymentacji odśrodkowej, jaki badano, był czas utrzymywania się zapachu olejku z pomarańczy w osadzie. Wyniki badań wpływu czasu wirowania na czas utrzymywania się zapachu olejku w osadzie po procesie sedymentacji odśrodkowej przedstawiono na rysunku 17. Analiza wyników badań wskazuje, że wraz ze wzrostem czasu wirowania maleje czas utrzymywania się zapachu olejku eterycznego w osadzie. Ze wzrostem czasu wirowania od 1 do 10 minut zanotowano spadek czasu utrzymywania się zapachu w osadzie o 30 minut. Najniższą wartość, tj. 28 minut uzyskano przy czasie wirowania równym 10 minut. Kształt przebiegu tej zależności wskazuje, że największy spadek czasu utrzymywania się zapachu w osadzie następuje przy wzroście czasu wirowania do pięciu minut. Dalsze wydłużenie czasu wirowania nie wpływa w znaczący sposób na zmniejszenie czasu utrzymywania się zapachu w osadzie. Spadek czasu utrzymywania się zapachu w osadzie można tłumaczyć tym, że im dłuższy czas wirowania, tym dłuższy czas oddziaływania siły odśrodkowej na odwadniany osad, która wypiera zarówno cząsteczki wody, jak i olejku z sedymentowanego osadu, powodując, że większa objętość olejku przedostaje się do odcieku. Należy również wziąć pod uwagę fakt, iż gęstość olejku jest mniejsza od gęstości wody, co powoduje, iż unosi się on na powierzchni odcieku.

Wyniki badań wpływu prędkości obrotowej na czas utrzymywania się zapachu olejku z pomarańczy w osadzie po procesie sedymentacji odśrodkowej przedstawiono na rysunku 18. Analiza wyników badań wskazuje, że wzrost prędkości wirowania powoduje spadek czasu utrzymywania się zapachu w osadzie. Ze wzrostem prędkości wirowania z 1000 do 3000 obr/min zanotowano spadek czasu utrzymywania się zapachu w osadzie o 25 minut. Najniższą wartość czasu utrzymywania się zapachu w osadzie, tj. 40 minut uzyskano przy prędkości wirowania 3000 obr/min. Kształt przebiegu krzywej pokazuje, że wzrost prędkości wirowania będzie powodował dalszy spadek czasu utrzymywania się zapachu olejku w osadzie. Spadek czasu utrzymywania się zapachu w osadzie można tłumaczyć tym, że wraz ze wzrostem prędkości wirowania rośnie siła odśrodkowa, która wypiera cząsteczki wody i olejku z sedymentowanego osadu, powodując, że większa ilość olejku przedostaje się do odcieku. W tym przypadku również należy uwzględnić gęstość olejku, która jest mniejsza od gęstości wody i pod wpływem siły odśrodkowej wypływa on na powierzchnie odcieku.

Wyniki badań wpływu dawki olejku eterycznego z pomarańczy na czas utrzymywania się zapachu w osadzie po procesie sedymentacji odśrodkowej przedstawiono na rysunku 20. Obserwując wyniki badań można zauważyć, że wzrost dawki olejku z pomarańczy powoduje wzrost czasu utrzymywania się zapachu w osadzie. Najwyższą wartość czasu utrzymywania się zapachu w osadzie, tj. 69 minut uzyskano przy dawce olejku z pomarańczy 48 ml/dm³. Kształt przebiegu tej zależności wskazuje, że dalsze zwiększanie dawki olejku z pomarańczy będzie powodowało wzrost czasu utrzymywania się zapachu olejku w osadzie. Można to tłumaczyć tym, że wraz ze wzrostem dawki, zwiększa się objętość olejku w odwodnionym osadzie, a tym samym wzrasta czas skutecznej neutralizacji nieprzyjemnych zapachów w osadzie.

Po wprowadzeniu olejku eterycznego z pomarańczy do osadu ściekowego nastąpiło złagodzenie, a nawet zanik nieprzyjemnego zapachu osadu. Spowodowały to związki należące do grupy terpenów m.in. limonen i nerol, które wchodzi w skład olejku eterycznego z pomarańczy. Związki te mają najwyższe progi węchowej wyczuwalności i to one decydują o charakterystycznym zapachu olejku eterycznego z pomarańczy.

Mechanizm neutralizacji zapachu nie został dotychczas wyjaśniony. W tym przypadku najprościej można wytłumaczyć go w taki sposób,

że nastąpiło zablokowanie części receptorów nabłonka węchowego poprzez związki decydujące o charakterystycznym zapachu olejku eterycznego z pomarańczy, co przyczyniło się do zmiany charakteru zapachu odwodnionych osadów z nieprzyjemnego na przyjemny, w których wyczuwalna była woń olejku eterycznego z pomarańczy.

5. Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych badań i ich analizy można wyciągnąć następujące wnioski:

- Proces odwadniania komunalnych osadów ściekowych z zastosowaniem olejku eterycznego z pomarańczy przebiegał prawidłowo, w związku z tym może on stanowić substytut flokulanta Praestol 855BS.
- Olejek z pomarańczy wpływa na zmniejszenie parametrów wynikowych procesu, tj. zawartość wody w osadzie oraz zawartość suchej masy w odcieku.
- Efektywność procesu odwadniania z zastosowaniem olejku z pomarańczy jako środka wspomagającego ten proces jest nieco gorsza w porównaniu do flokulanta Praestol 855BS.
- Dawka olejku powoduje znaczną poprawę warunków pracy, tzn. w dużym stopniu zmniejsza nieprzyjemne zapachy, które emitowane są z osadów podczas ich mechanicznego odwadniania w wirówce.
- Biorąc pod uwagę zarówno skuteczne obniżenie parametrów wynikowych procesu odwadniania i znaczne zmniejszenie uciążliwości zapachowych, przyjmuje się i zaleca do aplikacji dawkowanie równoczesne obydwu środków wspomagających, tj. flokulanta Praestol 855BS 50% oraz olejku eterycznego z pomarańczy także 50% udziału objętościowego, co zostało udowodnione w artykule (Kowalczyk & Piecuch 2016).

Literatura

- Abu-Orf, M.M., & Dentel, S.K. (1997). Polymer dose assessment using the streaming current detector. *Water Environment Research*, Vol. 69, No. 6, 1075-1085.
- Agus, E., Zhang, L., Sedlak, D. L. (2012). A framework for identifying characteristic odor compounds in municipal wastewater effluent. *Water Research*, 46 (18), 5970-5980.

- ASHLAND Karta charakterystyki flokulanta Praestol 855BS, Nr karty: R0308409.
- Bień, J., Bień, J., Matysiak, B. (1999). *Gospodarka odpadami w oczyszczalniach ścieków*. Częstochowa: Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej.
- Bień, J., Bień, J., Wystalska, K. (1998). *Problemy gospodarki osadowej w ochronie środowiska*. Częstochowa: Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej.
- Bojanowicz-Bablok, A. (2012). Disamenity externalities of municipal solid waste landfill. *Archives of Waste Management and Environmental Protection*, 14 (1), 11-20.
- Brudniak, A., Dębowski, M., Zieliński, M. (2013). Określenie zapachowego oddziaływania wybranej oczyszczalni ścieków na tereny objęte opracowaniem planu zagospodarowania przestrzennego. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 15 (2), 1759-1771.
- Ciborowski, M. (2006). Możliwości zastosowania koagulantów nieorganicznych do kondycjonowania osadów ściekowych przed zagęszczaniem lub odwadnianiem. *Materiały do Seminarium Naukowo-Techniczne nt.: Wszelchstronność zastosowań chemikaliów na obiektach gospodarki wodno-ściekowej: nowe aplikacje 2005-2006*, Szczecin-Berlin-Poczdami-Brandenburg, 108-119.
- Kośmider, J., & Krajewska, B. (2007). Determining Temporary Odour Concentration under Field Conditions – Comparison of Methods. *Polish Journal of Environmental Studies*, 16 (2), 215-225.
- Kośmider, J., Mazur-Chrzanowska, B., Wyszynski, B. (2012). *Odory*. Warszawa: PWN.
- Kowalczyk, A. & Piecuch, T. (2016). Sludge dewatering in a decanter centrifuge aided by cationic flocculant Praestol 855BS and essential oil of waste orange peel. *Archives of Environmental Protection*, 42 (1), 3-18.
- Kulig, A. (2005). Źródła i oddziaływanie odorantów emitowanych z obiektów gospodarki ściekowej. *Przegląd Komunalny, Zeszyty Komunalne*, 11, 99-103.
- Kulig, A., Lelicińska-Serafin, K., Podedworna, J., Sinicyń, G., Heidrich, Z., Czyżkowski, B. (2010). Identyfikacja, inwentaryzacja i charakterystyka źródeł odorantów w gospodarce komunalnej w Polsce, [w:] Szyńkowska, M., Zwoździak, J. *Współczesna problematyka odorów*. WNT, Warszawa, 14-53.
- Kulig, A., Sinicyń, G., Czyżkowski, B., Lelicińska-Serafin, K., Heidrich, Z., Podedworna, J. (2008). Identification and survey of the sources of potential olfactory impact in municipal management in Poland. *Modern Chemical Technology in Agriculture and Environment Protection*, 9, 549-563.
- Lee, C.H., & Liu, J.C. (2001). Sludge dewaterability and floc structure in dual polymer conditioning. *Advances in Environmental Research*, Vol. 5, 129-136.

- Podedworna, J., & Umiejewska, K. (2007). *Ćwiczenia laboratoryjne z technologii osadów ściekowych*. Warszawa: Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej.
- Podedworna, J., & Umiejewska, K. (2008). *Technologia osadów ściekowych*. Warszawa : Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej.
- Tchobanoglous, G., Burton, F., Stensel, H.D. (2003). *Wastewater Engineering. Treatment, Disposal, Reuse*. Metcalf & Eddy 4th edition. New York: Mc Graw-Hill Inc.

Application of Essential Oil as a Substitute of Flocculant in the Process of Mechanical Dewatering of Municipal Sewage Sludge

Abstract

An attempt to find optimal conditions for dewatering of municipal sewage sludge in a centrifuge with use of orange essential oil instead of Praestol 855BS flocculant and to reduce unpleasant odors emitted during this process are presented in the paper.

The process of dewatering of municipal sewage sludge was carried out using laboratory sedimentation centrifuge of type MPW-350. Sewage sludge, stabilized in the process of anaerobic digestion in the Wastewater Treatment Plant Jamno, was used as a substrate during laboratory experiments.

Parameters characterizing sewage sludge were constants in the experiment: pH, temperature, color, texture, scent, water and dry matter content.

Parameters of the dewatering process were independent variables: centrifugation time (1-10 min.), centrifugation speed (1000-3000 rot./min.), dose of Praestol 855BS flocculant (0-48 ml/dm³) and dose of orange essential oil (0-48 ml/dm³). Following parameters were assessed: water content in sediment, dry residue content in effluent and time of persistence of scent in sediment.

Results of experiment prove that orange essential oil may be used instead of Praestol 855BS flocculant in the process of centrifugal sedimentation.

Dosage of orange oil also causes a significant improvement of conditions – odours emitted during dewatering of sewage sludge are much less noxious.

Taking into account effective reduction of resulting parameters of dewatering process and a significant decrease of odour nuisance, authors recommended application of both agents: 50% of volume of Praestol 855BS flocculant and 50% of volume of orange essential oil.

Streszczenie

W pracy podjęto próbę znalezienia optymalnych warunków prowadzenia procesu odwadniania komunalnych osadów ściekowych w wirówce z zastosowaniem olejku eterycznego z pomarańczy jako substytutu flokulanta Praestol 855BS oraz zmniejszenia nieprzyjemnych zapachów wydzielających się podczas tego procesu.

Proces odwadniania komunalnych osadów ściekowych prowadzono w laboratoryjnej wirówce sedymentacyjnej typu MPW-350.

Jako nadawę do procesu mechanicznego odwadniania zastosowano rzeczywisty ustabilizowany w wyniku fermentacji metanowej osad czynny, pobrany z Oczyszczalni Ścieków Jamno, bezpośrednio z przewodu tłocznego podającego osad z WKFo (wydzielona komora fermentacyjna otwarta) do wirówek dekantacyjnych.

Wartościami stałymi procesu odwadniania były parametry charakteryzujące nadawę, tj.: pH, temperatura, barwa, struktura, zapach, zawartość wody oraz zawartość suchej masy.

Parametrami zmiennymi niezależnymi procesu odwadniania były czas wirowania w zakresie 1-10 min, prędkość wirowania 1000-3000 obr/min, dawka flokulanta Praestol 855BS 0-48 ml/dm³ oraz dawka olejku eterycznego z pomarańczy 0-48 ml/dm³. Ocenie poddano: zawartość wody w osadzie, zawartość suchej masy w odcieku oraz czas utrzymywania się zapachu olejku w osadzie.

Przeprowadzone badania wykazały, że olejek eteryczny z pomarańczy może stanowić substytut flokulanta Praestol 855BS w procesie sedymentacji odśrodkowej. Dawka olejku powoduje znaczną poprawę warunków pracy, tzn. w dużym stopniu zmniejsza nieprzyjemne zapachy, które emitowane są z osadów podczas ich mechanicznego odwadniania w wirówce.

Biorąc pod uwagę zarówno skuteczne obniżenie parametrów wynikowych procesu odwadniania i znaczne zmniejszenie uciążliwości zapachowych, przyjmuje się i zaleca do aplikacji dawkowanie równoczesne obydwu środków wspomagających, tj. flokulanta Praestol 855BS 50% oraz olejku eterycznego z pomarańczy także 50% udziału objętościowego.

Słowa kluczowe:

osady ściekowe, odwadnianie, zawartość wody w osadzie, zawartość suchej masy w odcieku, olejek eteryczny z pomarańczy, flokulant

Keywords:

sewage sludge, dewatering, water content in sediment, dry residue content in effluent, orange essential oil, flocculant



Innowacyjne rozwiązania w aspekcie ochrony środowiska w nowej generacji zaprawiarki porcjowej do ziaren zbóż

Leon Kukielka^{}, Krzysztof Kukielka^{*}, Agnieszka Kułakowska^{*},
Zbyszek Zbytek^{**}, Aleksander Lubiński^{***}, Jacek Lubiński^{***}
^{*}Politechnika Koszalińska
^{**}Przemysłowy Instytut Maszyn Rolniczych, Poznań
^{***}Agralex SJ*

1. Wstęp

Dynamiczny rozwój nowych technologii oraz powstawanie dużej liczby nowych coraz bardziej zaawansowanych technologicznie produktów wpływa w istotny sposób na środowisko (Baran & Ryszko 2013). Obecnie proces tworzenia nowego produktu obejmuje najczęściej trzy fazy: badania eksperymentalne, prace rozwojowe i prace projektowanie wraz z wdrożeniem produktu (Burchart-Karol 2010). Podczas tworzenia nowej generacji zaprawiarki porcjowej do ziaren zbóż duży nacisk położono na nową fazę rozwoju produktu – ekoprojektowanie. Zgodnie z tą zasadą już na wczesnym etapie projektowania określa się środowiskowy wpływ produktu. Zastosowanie nowatorskich rozwiązań konstrukcyjnych oraz technologicznych na każdym etapie powstawania nowego produktu, tak aby negatywne oddziaływanie na środowisko było jak najmniejsze jest bardzo ważne. Przy opracowaniu konstrukcji oraz technologii wytwarzania części nowej generacji zaprawiarce porcjowej do ziarna zastosowano zasady ekoprojektowania (Bohdal Ł. Kułakowska i in. 2014, Bohdal Ł. Kukielka L. i in. 2014, Kukielka L. 2005, Kukielka K. & Kukielka L. 2013, Kukielka L. i in. 2014, Kukielka K i in. 2014, Kukielka L. i in. 2012, Kukielka L. i in. 2015, Kułakowska & Kukielka L. 2008,

Kułakowska 2012, Kułakowska i in. 2014, Kułakowska i in. 2014, Małąg i in. 2014, Patyk i in. 2010, Patyk i in. 2014).

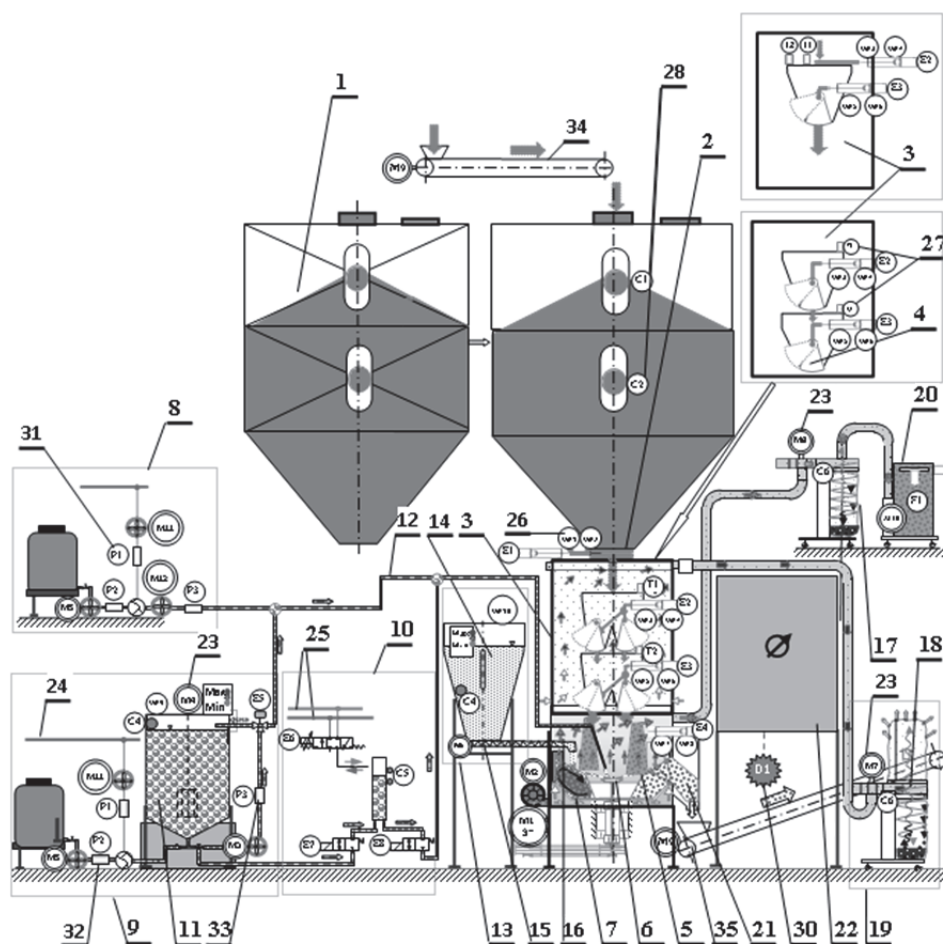
Innowacyjna, automatyczna, wirowa zaprawiarka porcjowa (Kukielka L. i in. 2015) przeznaczona jest do zaprawiania ziarna siewnego zbóż zaprawami nasiennymi proszkowymi, zawiesinowymi i płynnymi, przy czym możliwe jest sekwencyjne stosowanie kilku rodzajów zapraw nasiennych, w tym biologicznych, dzięki zastosowaniu (opcjonalnie) kilku niezależnych układów dozujących i aplikujących zaprawę w postaci płynnej lub proszkowej. Ze względu na dużą rozpiętość wydajności zaprawiarki $3-8 \text{ t}\cdot\text{h}^{-1}$ jest ona przeznaczona dla średnich i dużych gospodarstw rolnych oraz zakładów nasiennych (przedsiębiorstw przygotowujących materiał siewny).

2. Wariantowe rozwiązania układów zasilających zaprawiarkę w ziarno niezaprawione i odbierających ziarno zaprawione

Zakłada się, że automatyczna wirowa zaprawiarka porcjowa musi być przystosowana do współpracy z układami zasilającymi zaprawiarkę w ziarno niezaprawione oraz układami odbierającymi ziarno zaprawione z zaprawiarki, która będzie posiadała wydajność $3-8 \text{ t}\cdot\text{h}^{-1}$. W zależności od wymagań klienta zasilanie ziarnem niezaprawionym odbywa się poprzez transport przenośnikami taśmowymi z magazynu lub środków transportu poprzez porcjowe wysypywanie ziarna bezpośrednio do zbiornika buforowego (pośredniego) zaprawiarki, który umieszczony jest w najwyższym punkcie zaprawiarki. Natomiast transport ziarna zaprawionego z zaprawiarki odbywa się grawitacyjnie zsysem zaprawiarki a następnie, w zależności od wymagań klienta, może być transportowane przenośnikiem zetowym do linii pakowania lub przenośnikiem ukośnym do big-bagów.

3. Budowa i zasada działania automatycznej wirowej zaprawiarki porcjowej

Schemat budowy i zasady działania automatycznej wirowej zaprawiarki porcjowej przedstawiono na rysunku 1.







Rys. 1. Schemat wariantowych rozwiązań budowy i zasady działania automatycznej zaprawiarki porcjowej

Fig. 1. Scheme of solutions variant of construction and operating principles of automatic vortex batch seed pickling machine

1 – zbiornik pośredni, 2 – zawór spustowy, 3 – komora wagi, 4 – waga, 5 – komora zaprawiania, 6 – tarcza rozpylająca zaprawę płynną, 7 – talerz mieszający ziarno z zaprawą, 8 – zespół przygotowania, dozowania i aplikowania zaprawy płynnej według sposobu I, 9 – zespół przygotowania, magazynowania, dozowania i aplikowania zaprawy płynnej według sposobu II, 10 – zespół dozowania i aplikowania zaprawy płynnej według sposobu III, 11 – zbiornik zaprawy płynnej, 12 – aplikator zaprawy płynnej, 13 – system magazynowania, dozowania i aplikowania zaprawy proszkowej, 14 – zbiornik

zaprawy proszkowej, 15 – dozownik proszku, 16 – aplikator zaprawy proszkowej, 17 – zespół oczyszczania komory wagi, 18 – zespół oddzielania zanieczyszczeń (cyklon), 19 – zespół odpylania komory zaprawiania, 20 – zespół filtrowania powietrza zanieczyszczonego, 21 – podzespół (zsy) opróżniania komory z ziarna zaprawionego, 22 – centralny pulpit sterowniczy, 23 – układy napędowe (M1 – silnik elektryczny napędu przekładni pasowych talerza mieszania ziarna i tarczy rozpylającej, M2 – silnik elektryczny napędu wentylatora tłoczącego czyste powietrze do komory zaprawiania, M3 – silnik elektryczny napędu pompy dozującej zaprawę płynną, M4 – silnik elektryczny napędu mieszadła zaprawy płynnej, M5 – silnik elektryczny napędu pompy dozującej koncentrat zaprawy płynnej, M6 – silnik elektryczny napędu systemu dozowania zaprawy proszkowej, M7 – silnik elektryczny napędu wentylatora systemów oczyszczania komory wagi, M8 – silnik elektryczny napędu wentylatorów systemów oczyszczania komory zaprawiania, M9 – silnik elektryczny napędu przenośnika ziarna, M10 – silnik elektryczny napędu wentylatora zespołu filtrów, M11 - silnik napędu pompy dozującej czystą wodę, M12 - silnik napędu pompy dozującej zaprawę), 24 – instalacja czystej wody, 25 – instalacja pneumatyczna, 26 – wyłączniki krańcowe zaworu spustowego WK1, WK2, 27 – tensometry ważące T1, T2, 28 – czujniki poziomu C1-C6 (C1 – czujnik poziomu zboża w komorze górnej zbiornika pośredniego, C2 – czujnik poziomu zboża w komorze dolnej zbiornika pośredniego, C3 – czujnik poziomu zaprawy płynnej w zbiorniku, C4 – czujnik poziomu zaprawy proszkowej w zbiorniku, C5 – czujnik poziomu zaprawy płynnej w cylindrze pomiarowym, C6 – czujnik napełnienia worka na zanieczyszczenia stałe), WK1-WK10 – wyłączniki krańcowe (WK1, WK2 – wyłączniki krańcowe zaworu spustowego, WK3-WK6 – wyłączniki krańcowe klap wagi, WK7, WK8 – wyłączniki krańcowe siłownika drzwiczek spustowych zaprawione ziarno, WK9 – wyłącznik krańcowy pokrywa zbiornika zaprawy płynnej, WK10 – wyłącznik krańcowy pokrywy zbiornika zaprawy proszkowej), 29 – elektrozawory E1-E8 – elektrozawory (E1 – elektrozawór siłownika pneumatycznego zaworu spustowego, E2, E3 – elektrozawory siłowników pneumatycznych wagi elektronicznej, E4 – elektrozawór siłownika pneumatycznego drzwiczek komory zaprawiania, E5 – sterownik zaworu trójdrożnego, E6, E7, E8 – elektrozawory cylindra pomiarowego, 30 – sygnał dźwiękowy D1 zbyt niskiego poziomu zboża w zbiorniku pośrednim, lub w zbiornikach zaprawy proszkowej i płynnej, lub napełnienia się worka zanieczyszczeń stałych lub zanieczyszczenia zespołu filtrów powietrza, 31 – przepływomierz P1 czystej wody, 32 – przepływomierz P2 koncentratu zaprawy płynnej, 33 – przepływomierz P3 zaprawy płynnej, 34 – przenośnik ziarna (opcja), 35 – przenośnik zetowy lub ukośny ziarna

zaprawionego (opcja),  strumień ziarna niezaprawionego,  strumień ziarna zaprawionego,  strumień powietrza zanieczyszczonego,  strumień powietrza oczyszczonego

Zaprawiarka zbudowana jest z następujących podstawowych zespołów, które stanowią:

- zbiornik pośredni (1) (dwa warianty),
- zawór spustowy zboża ze zbiornika pośredniego (2),
- komora wagi (3) z elektroniczną wagą przepływową różnicową (4) (trzy warianty),
- komora zaprawiania (5) z systemem rozpylania zaprawy płynnej (6) i mieszania ziarna z zaprawą (7),
- zespół magazynowania koncentratu zaprawy płynnej, przygotowania zaprawy płynnej (8), magazynowania (11), dozowania (8, 9 i 10) i podawania (12) do komory zaprawiania (5) (trzy warianty),
- zespół przygotowania zaprawy proszkowej (13), magazynowania (14), dozowania (15) i podawania (16) do komory zaprawiania (5),
- zespół odpylania i oczyszczania komory wagi (19) oraz oddzielania zanieczyszczeń stałych (18),
- zespół odpylania i oczyszczania komory zaprawiania oraz oddzielania zanieczyszczeń stałych (19) i filtrowania powietrza zanieczyszczonego (20),
- podzespół opróżniania komory zaprawiania z ziarna zaprawionego (21),
- centralny panel sterujący (22),
- instalacja elektryczna, układy napędów (23) (bębna i tarcze rozpylające, pompy, mieszadła, instalacji odpylających, filtrów) (M_i , $i = 1-11$),
- instalacja czystej wody (24),
- instalacja pneumatyczna (25),
- czujniki poziomu C1-C8 (28),
- przepływomierze (P_i , $i = 1-3$),
- tensometry ważące T1, T2 (27),
- wyłączniki krańcowe (WK_i , $i = 1-10$).

4. Systemy odpylania i oczyszczania komory wagi i komory zaprawiania

Zakłada się, że do odpylania zaprawiarki nowej generacji zastosowane będą dwa niezależne systemy. Pierwszy system odpylania zasadniczego dotyczy odpylania komory wagi i pracuje w układzie otwartym. Drugi, autonomiczny system dotyczy odpylania komory zaprawiania i pracuje w układzie zamkniętym.

4.1. Założenia wstępne dotyczące systemów odpylania i oczyszczania

1. W skład systemu odpylania zaprawiarki wchodzi dwa systemy:
 - zasadniczy, otwarty system odpylający, służący do oczyszczania ziarna znajdującego się w zespole wagi z plew oraz innych zanieczyszczeń stałych (rys. 2),
 - dodatkowy, zamknięty (autonomiczny) system odpylający, służący do dodatkowego oczyszczania ziarna znajdującego się w komorze zaprawiania z pozostałości zanieczyszczeń oraz nadmiaru zaprawy (rys. 3).
2. Zasadniczy system odpylania umożliwia oczyszczanie ziarna z pyłu, plew i innych drobnych zanieczyszczeń stałych, przez co zwiększy się skuteczność procesu zaprawiania ziarna. Oddzielenie zanieczyszczeń od powietrza nastąpi metodą odśrodkową poprzez zastosowanie cyklonu. Prędkość powietrza w komorze wagi musi być mniejsza od prędkości krytycznej ziarna zboża.
3. Dodatkowy system odpylania komory zaprawiania (zamknięty, autonomiczny), umożliwia dodatkowe oczyszczenie ziarna z pozostałego pyłu, plew i innych drobnych zanieczyszczeń stałych oraz z nadmiaru zaprawy, przez co zmniejszy się niekorzystne oddziaływanie na środowisko. Odpylanie zanieczyszczonego powietrza nastąpi w dwóch etapach. W etapie pierwszym oddzielane będą zanieczyszczenia stałe metodą odśrodkową poprzez zastosowanie cyklonu, a w etapie drugim oddzielenie pozostałych zanieczyszczeń gazowych i cieczy poprzez filtrowanie. Prędkość powietrza w komorze wagi musi być mniejsza od prędkości krytycznej ziarna zboża.
4. Ze względu na oszczędność energii zaleca się stosowanie silników napędowych o możliwie najmniejszych mocach. Dodatkowo można przewidzieć możliwość wykorzystania talerza mieszania ziarna jako

wentylatora. W tym celu należy doposażyć talerz główny w łopatki zasysające powietrze oraz odpowiednio ukształtować komorę wlotu powietrza i wylotu do komory zaprawiania.

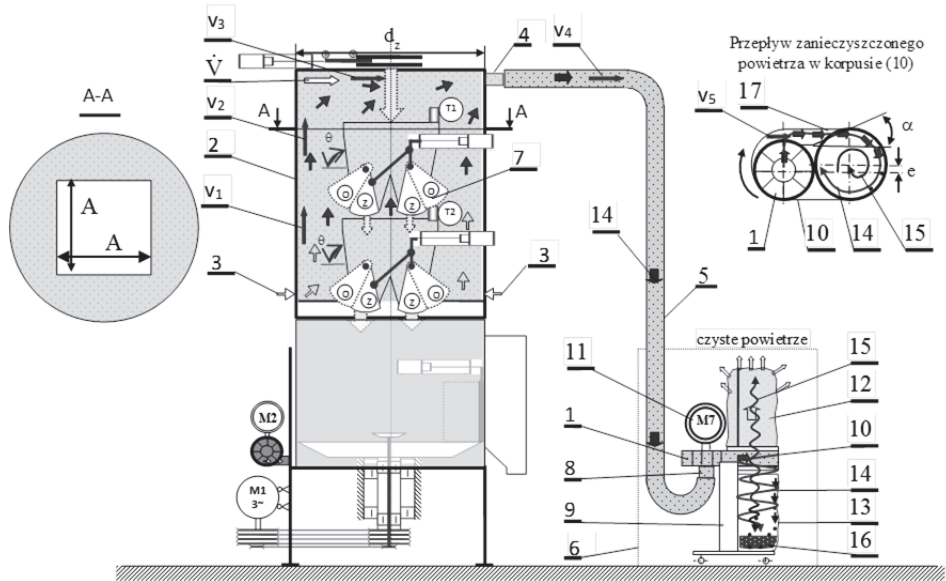
5. Ze względu na oszczędność materiałów zaleca się stosowanie kanałów powietrznych o możliwie najmniejszych przekrojach.
6. Kanały przepływu powietrza mogą być wykonane jako elementy sztywne lub elastyczne.
7. Zasadniczy system odpylania umożliwia odpylanie ziarna z pyłu i cząstek o średnicy powyżej 50 μm , dokładność filtrowania 99%.
8. Dodatkowy system odpylania komory zaprawiania odpylania ziarna z pyłu (oparów chemicznych) o wielkości cząstek powyżej 0,3 μm i dokładność filtrowania powyżej 99,7%.
9. W celu zapewnienia poprawnej pracy cyklonu w systemach odpylania przyjmuje się, iż worek na zanieczyszczenia stałe w obu systemach odpylania powinien być napełniony maksymalnie do 80%.
10. Zespół filtrów (13) (rys. 3) w układzie odpylania komory zaprawiania w systemie zamkniętym powinien być wyposażony w sygnalizację stopnia zanieczyszczenia.
11. Należy przewidzieć możliwość okresowego oczyszczania zarówno komory wagi jak i komory zaprawiania, szczególnie miejsc trudno-dostępnych np. szczelina pomiędzy osłoną teflonową a talerzem ziarna lub pomiędzy talerzem a obudową komory, z resztek ziarna i zanieczyszczeń.

4.2. Opis budowy i zasady działania systemu odpylania komory wagi

System odpylania komory wagi umożliwia oczyszczenie ziarna z pyłu, plew i innych zanieczyszczeń stałych, przez co zwiększy się skuteczność procesu zaprawiania ziarna. Przepływ powietrza rozpoczyna się od wlotu czystego powietrza do zespołu wagi (3), a ujście zanieczyszczonego powietrza odbywa się za pomocą króćca wylotowego (4) odprowadzającego zanieczyszczone powietrze z zespołu wagi (rys. 2). Zanieczyszczone powietrze po opuszczeniu komory wagi (2) za pomocą króćca (4) i kanału odprowadzającego (5) trafia do zasadniczego, otwartego systemu odpylania (6).

System odpylania (6) składa się z ramy (9), na której umieszczony jest korpus systemu odpylającego (10). Korpus podzielony jest na dwie komory. W pierwszej komorze korpusu (10) przymocowany jest silnik

(11) napędu wentylatora (1), który wysysa zanieczyszczone powietrze z komory wagi (2) i tłoczy je do systemu oddzielającego zanieczyszczenia stałe (6). Wylot z komory wentylatora do komory odpylającej jest umieszczony mimośrodowo (e). W drugiej oddzielającej części korpusu są przymocowane worki do okrągłych otworów ($d = 35 \text{ mm}$), za pomocą opasek metalowych z klamrą zaciskową. U góry znajduje się worek (12) wykonany z materiału przepuszczającego powietrze, a wyłapujący wszystkie zanieczyszczenia stałe wydostające się z komory wagi zaprawiarki, natomiast na dole znajduje się worek wykonany ze szczelnego tworzywa (13), do którego spadają wszystkie zanieczyszczenia stałe.



Rys. 2. Schemat układu odpylania komory wagi w układzie otwartym

Fig. 2. Scheme of the dust collection chamber weights in an open system

1 – wentylator odśrodkowy, 2 – komora wagi, 3 – wlot czystego powietrza do zespołu wagi, 4 – króciec wylotowy zanieczyszczonego powietrza z komory wagi, 5 – kanał odprowadzający powietrze zanieczyszczone z zespołu wagi, 6 – zasadniczy, otwarty zespół odpylania, 7 – waga przepływowa różnicowa dwuzbiornikowa dwukomorowa, 8 – króciec dolotowy do korpusu zespołu odpylania, 9 – rama, 10 – korpus, 11 – silnik napędowy wentylatora, 12 – worek przepuszczający czyste powietrze, 13 – worek na zanieczyszczenia stałe, 14 – strumień powietrza zanieczyszczonego, 15 – strumień powietrza czystego, 16 – za-

nieczyszczenia stałe, 17 – okno wlotowe cyklonu, \Rightarrow kierunek przepływu czystego powietrza aspiracji, \rightarrow kierunek przepływu zanieczyszczonego powietrza, v_1 – prędkość strumienia powietrza w komorze wagi, v_2 – prędkość strumienia powietrza w komorze wagi w przekroju A-A, \dot{V} i v_3 – natężenie objętościowe i prędkość strumienia powietrza w komorze wagi w przestrzeni nad wagą, v_4 – prędkość strumienia powietrza w kanale odprowadzającym powietrze zanieczyszczone z zespołu wagi, v_5 – prędkość strumienia powietrza w oknie wlotowym cyklonu, \rightarrow strumienie ziarna o różnym natężeniu przepływu.

Do oddzielania zanieczyszczeń stałych zastosowano odpylacz cyklonowy (cyklon). Zanieczyszczone powietrze (14) wpada do cylindrycznej komory i wiruje w niej, w wyniku czego unoszące się w powietrzu cięższe od niego składniki są odrzucane na zewnątrz pod działaniem siły odśrodkowej. W wyniku ocierania się o ścianki cyklonu tracą one prędkość (energię kinetyczną) i opadają pod wpływem grawitacji, a czyste powietrze wypływa w górę, przez centralnie umieszczony kanał (Ciborowski 1955, Ciborowski 1965, Mieszkowski 2008, Utikar i in. 2010, Warych 1998). Doprowadzone do cyklonu zanieczyszczone powietrze pod wpływem siły odśrodkowej formuje dwa spiralnie wirujące strumienie. Zewnętrzny opadający (kolor czerwony) (14) i wewnętrzny (kolor niebieski) wznoszący (15). Zanieczyszczenia stałe (kolor czarny) (16), które pod wpływem sił odśrodkowej docierają do ścianki cyklonu i pod wpływem siły ciężkości opadają do worka (13).

Oprócz styczności umieszczenia okna wlotowego cyklonu, ważna jest również jego konstrukcja. Zaleca się (Mieszkowski 2008, Warych 1998) nachylenie okna wlotowego pod kątem α , które zapobiega odbiciu się cząstek stałych od walcowej ścianki cyklonu.

4.3. Opis budowy i zasady działania systemu odpylania i oczyszczania komory zaprawiania

System odpylania komory zaprawiania (zamknięty, autonomiczny), umożliwi dodatkowe oczyszczenie ziarna z pozostałego pyłu, plew i innych drobnych zanieczyszczeń stałych oraz z nadmiaru zaprawy, przez co zmniejszy się niekorzystne oddziaływanie na środowisko. Oczyszczanie zanieczyszczonego powietrza nastąpi w dwóch etapach. W etapie pierwszym oddzielane będą zanieczyszczenia stałe metodą odśrodkową poprzez zastosowanie cyklonu (identycznie jak opisane w pkt. 4.2), a w etapie dru-

gim nastąpi oddzielenie pozostałych zanieczyszczeń gazowych i cieczy poprzez filtrowanie w zespole filtrów (13) (rys. 3). System odpylania komory zaprawiania zawiera wentylator odśrodkowy (1) (rys. 4) tłoczący powietrze kanałem (2) stycznie do komory zaprawiania (3), do przestrzeni utworzonej pomiędzy obudową komory (4), a głównym talerzem mieszania ziarna (5).

W wyniku wytworzonego nadciśnienia, powietrze przepływa szczeliną utworzoną pomiędzy głównym talerzem mieszania ziarna (5) a obudową komory zaprawiania (4), porywa zanieczyszczenia, a następnie króćcem wylotowym (6) oraz kolanem (15) i kanałem (16), a następnie dwa strumienie łączą się w trójkącie (14), który ma możliwość regulacji natężenia przepływu zanieczyszczonego powietrza, i dalej kanałem (7) odprowadzającym powietrze zanieczyszczone z zespołu zaprawiania (3) jest zasysane wentylatorem (11) napędzanym silnikiem (10) do centralnego, autonomicznego systemu zawierającego cyklon (8) oraz zespół filtrów (13). Zasada działania cyklonu została opisana w pkt. 4.2. Po oddzieleniu cząstek stałych o wielkości powyżej 50 μm powietrze jest zasysane do zespołu filtrów (13), w którym następuje oddzielenie zanieczyszczeń powyżej 0,3 μm , wyłapujących zanieczyszczenia lotne (również ciekłe i proszkowe resztki zaprawy). Dokładność oczyszczania wynosi 99,7%.

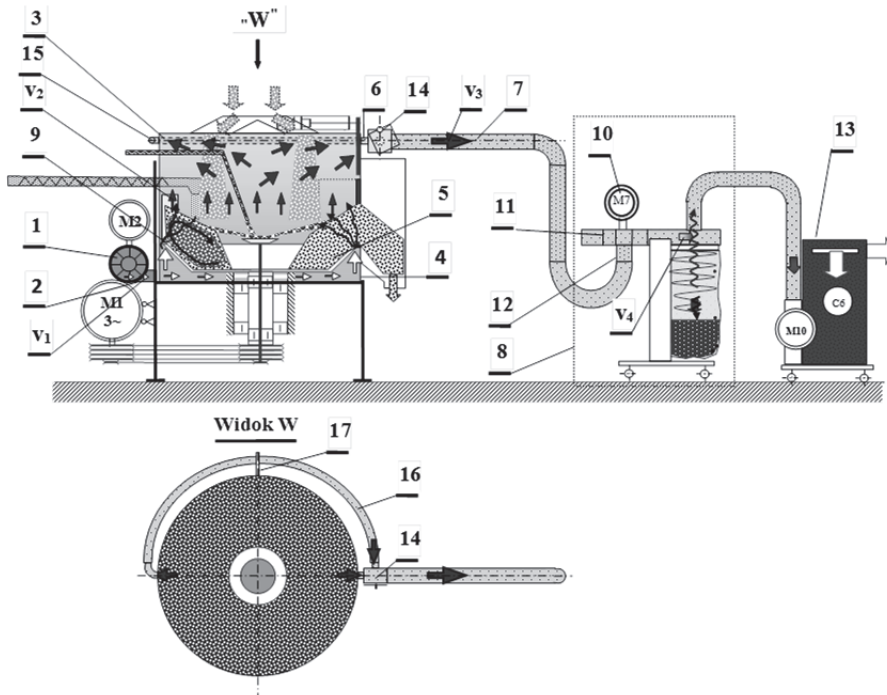
Budowa i szczegółowe rozwiązanie centralnego, autonomicznego systemu oczyszczania i aspiracji nie wchodzi w zakres projektu i należy do inwestora. W Polsce istnieje wiele firm specjalizujących się w projektowaniu oraz budowie, instalacji i serwisowaniu takich instalacji, np. Przedsiębiorstwo Usługowo-Produkcyjne „BANAD & Synowie” posiada w swoim asortymencie urządzenie do filtrowania Health Pro 150 i Health Pro 250 o skuteczności filtrowania 99,97% (Banad 2015), firma KLIMAWENT 81-571 GDYNIA, ul. Chwaszczyńska 194 (Klimawent 2015). Podobne rozwiązania znajdziemy w ofercie firmy TOP-PROJECT (Top-Project 2015) lub Ruwac (Ruwac 2015).

Zamknięty system odpylania komory zaprawiania pracuje w dwóch trybach wydajności (dwie prędkości obrotowe silnika M2 napędzającego wirnik wentylatora (1) – silnik dwubiegowy) w trzech fazach:

- pierwsza – obejmująca 100% wydajności wentylatora (1) tłoczącego powietrze do komory (pod talerz) i trwa od momentu zasypania ziarna

do komory zaprawiania, aż do momentu zwilżenia ziarna przez zaprawę (czas ten będzie dobrany eksperymentalnie),

- druga – obejmuje 50% wydajności wentylatora (1) trwa od momentu zwilżenia ziarna przez zaprawę, aż do momentu otworzenia drzwiczek komory zaprawiania.
- trzecia – obejmuje 100% wydajności wentylatora (1) i trwa od momentu otworzenia drzwiczek komory aż do całkowitego opróżnienia z ziarna z komory zaprawiania.



Rys. 3. Schemat układu odpylania komory zaprawiania w układzie zamkniętym
Fig. 3. Scheme of the dust collection in dressing chamber in a closed system
 1 – wentylator odśrodkowy, 2 – kanał doprowadzający czyste powietrze do zespołu zaprawiającego, 3 – komora zaprawiania, 4 – obudowa komory zaprawiania, 5 – talerz mieszania ziarna, 6 – króciec odprowadzający powietrze zanieczyszczone z zespołu zaprawiającego, 7 – kanał odprowadzający powietrze zanieczyszczone z zespołu zaprawiającego, 8 – centralny, autonomiczny system aspiracji, oczyszczania i filtracji, 9 – przestrzeń pomiędzy talerzem mieszania ziarna (5) a obudową komory (4), 10 – napęd wentylatora aspiracji powietrza

zanieczyszczonego, 11 – wentylator odśrodkowy systemu, 12 – króciec dolotowy do korpusu zespołu oczyszczania, 13 – zespół filtrów, 14 – trójnik z przezroczystą odchylaną ścianką przednią do regulacji objętościowego natężenia przepływu powietrza zanieczyszczonego, 15 – kolano lub króciec odprowadzający powietrze zanieczyszczone z zespołu zaprawiającego, 16 – kanał elastyczny odprowadzający powietrze zanieczyszczone z zespołu zaprawiającego, 17 – wspornik kanału elastycznego 16, v_1 – prędkość strumienia w kanale dolotowym do zespołu zaprawiającego, \dot{V}_s – natężenie objętościowe strumienia powietrza w zespole zaprawiającym w szczelinie, v_2 – prędkość strumienia w komorze zaprawiającej, v_3 – prędkość strumienia w kanale wylotowym z zespołu zaprawiającego, v_4 – prędkość strumienia w oknie wlotowym cyklonu, \rightarrow kierunek przepływu czystego powietrza zanieczyszczonego, \Rightarrow kierunek przepływu powietrza oczyszczonego, \rightarrow strumień ziarna

4.4. Obliczenia systemu odpylania komory wagi

4.4.1. Objętościowe natężenie przepływu powietrza

Maksymalne objętościowe natężenie strumienia powietrza w komorze wagi wyznaczono z masowego natężenia przepływu (Bohdal T. i in. 2000, Mieszkowski 2008):

$$\dot{m} = \frac{F_1 \cdot v_1}{v_1} = \frac{F_2 \cdot v_2}{v_2} = \frac{F_3 \cdot v_3}{v_3} = \text{const } \text{kg} \cdot \text{s}^{-1}, \quad (1)$$

gdzie:

$F_i, i = 1-3$ – pole powierzchni przekroju, m^2 ,

$v_i, i = 1-3$ – prędkość powietrza, $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$,

$v_i, i = 1-3$ – objętość właściwa powietrza, $\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$,

lub

$$\dot{m} = F_1 \cdot v_1 \cdot \rho_1 = F_2 \cdot v_2 \cdot \rho_2 = F_3 \cdot v_3 \cdot \rho_3 = \text{const } \text{kg} \cdot \text{s}^{-1}, \quad (2)$$

gdzie:

$\rho_i, i = 1-3$ – gęstość właściwa powietrza, $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$.

Zakładając, że gaz (powietrze) jest nieściśliwe: $v_1 = v_2 = v_3 = v = \text{const.}$ oraz $\rho_1 = \rho_2 = \rho_3 = \rho = \text{const.}$, równania (1) i (2) prowadzą do tzw. zasady ciągłości przepływu:

$$\dot{V} = \frac{\dot{m}}{\rho} = \dot{m} \cdot v = F_1 \cdot v_1 = F_2 \cdot v_2 = F_3 \cdot v_3 = \text{const } \text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}, \quad (3)$$

lub

$$\dot{V}_1 = \dot{V}_2 = \dot{V}_3 = \dot{V} = \text{const. czyli } F \cdot v = \text{const } \text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}. \quad (3a)$$

Maksymalna prędkość przepływu powietrza w komorze wagi nie może być większa od prędkości krytycznej ziarna zbóż. Prędkość krytyczna ziarna zbóż zależy od rodzaju ziarna i według J. Grochowicza (Marks 2012) zawiera się w granicach 5,0-12,0 m·s⁻¹ (tabela 1). Do obliczeń przyjęto minimalną prędkość krytyczną wynoszącą 5 m·s⁻¹.

Maksymalne objętościowe natężenie strumienia powietrza w komorze wagi, zgodnie z zależnością (3a) jest obliczane ze wzoru:

$$\dot{V}_{\text{max}} = v_{k,\text{min}} \cdot \Delta F \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}, \quad (4)$$

gdzie:

$v_{k,\text{min}}$ – minimalna prędkość krytyczna dla ziarna zbóż m·s⁻¹,

ΔF – pole powierzchni szczeliny m².

Zatem, największa prędkość powietrza, dla przyjętej prędkości krytycznej ziarna w komorze wagi, występuje w tym przekroju wagi, który ma najmniejsze pole powierzchni. Może to być przekrój A-A (rys. 4), w którym pole powierzchni przepływu powietrza jest ograniczone obudową wagi i obudową komory wagi lub przekrój B-B nad wagą, ograniczony obudową wagi, obudową komory wagi i strumieniem ziarna spadającego z zaworu spustowego w kształcie stożka (otwór okrągły) lub graniastosłupa (otwór kwadratowy).

Tablica 1. Prędkości krytyczne dla ziaren zbóż według J. Grochowicza (Marks 2012)

Table 1. Critical speed for grains by J. Grochowicza (Marks 2012)

Rodzaj materiału	Prędkość krytyczna $v_{k,\text{min}}$ m·s ⁻¹
Pszenica (ziarno celne)	9,0-11,5
Żyto ziarno	8,5-10,0
Jęczmień ziarno	8,5-11,0
Owies	5,0-12,0

Przyjmując wysokość komory nad wagą $H = 0,212$ m i wymiar $A = 0,39$ m przekroju poprzecznego obudowy wagi oraz wymiary otworu spustowego $d = 0,22$ m lub $B = 0,20$ m, pole przekroju ΔF we wzorze (4) wynosi:

a) przekrój A-A:

$$\Delta F = \frac{\pi \cdot d_z^2}{4} - A^2 = 0,3257 \text{ m}^2, \quad (5)$$

b) przekrój B-B:

• otwór okrągły:

$$\Delta F = (d_z - d) \cdot H = 0,036 \text{ m}^2, \quad (6)$$

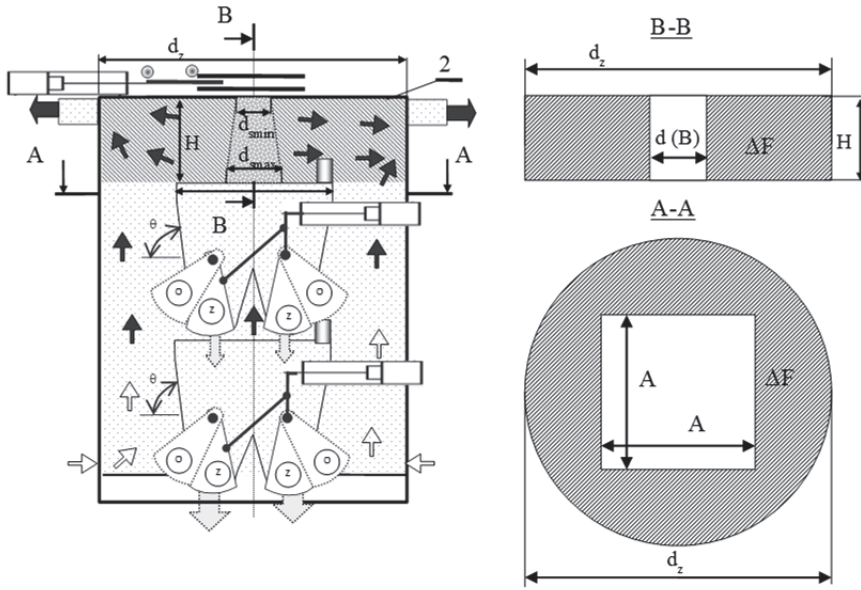
• otwór kwadratowy:

$$\Delta F = (d_z - B) \cdot H = 0,040 \text{ m}^2. \quad (7)$$

Zatem do dalszych obliczeń przyjęto przekrój B-B, przypadek z okrągłym otworem spustowym. Maksymalne objętościowe natężenie strumienia powietrza według wzoru (4) wynosi:

$$\dot{V}_{\max} = v_{k,\min} \cdot \Delta F = 648 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}. \quad (8)$$

Przyjęto, że maksymalne objętościowe natężenie strumienia powietrza w komorze wagi wynosi około $\dot{V}_{\max} = 650 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Natomiast do dalszych obliczeń, aby nie dopuścić do wysysania ziarna z komory wagi do systemu aspiracji, przyjęto mniejszą wartość: $\dot{V}_o = 0,62 \cdot \dot{V}_{\max} = 550 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} = 0,153 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Wynika to również z metody obliczania prędkości krytycznej ziarna, w której nie uwzględnia się rzeczywistej geometrii ziarna tylko traktuje się je jako kulę.



Rys. 4. Komora wagowa z zaznaczonymi strefami, dla których zostały wyznaczone prędkości powietrza i maksymalne natężenie przepływu powietrza
Fig. 4. The weighing chamber with marked zones for which they are designated air speed and maximum air flow

4.4.2. Pole przekroju poprzecznego kanału odprowadzającego zanieczyszczone powietrze z komory wagi

Pole przekroju poprzecznego kanału odprowadzającego zanieczyszczone powietrze z komory wagi obliczono ze wzoru (3) przyjmując obliczone w pkt. 4.4.1 maksymalne objętościowe natężenie strumienia powietrza w komorze wagi \dot{V}_0 oraz wymaganą prędkość przepływu zanieczyszczonego powietrza w cyklonie. Na podstawie literatury (Mieszkowski 2008) przyjęto, że wymagana prędkość przepływu powietrza w cyklonie, która zapewnia wymaganą jakość (sprawność) oddzielania zanieczyszczeń stałych, wynosi $v_c = 18-25 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Przyjmując $v_{c,\text{max}} = 25 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ oraz zakładając, że zarówno króciec jak i kanał odprowadzający powietrze z komory wagi mają przekrój kołowy, po przekształceniu wzoru (3) otrzymano wzór na średnicę kanału:

$$d = 2 \cdot \sqrt{\frac{\dot{V}_o}{\pi \cdot v_{c,\max}}} = 2 \cdot \sqrt{\frac{0,153}{\pi \cdot 25}} = 0,088 \text{ m}^2 \quad (9)$$

Przyjęto: $d = 0,1 \text{ m} = 100 \text{ mm}$.

4.4.3. Pole przekroju poprzecznego okna wlotowego cyklonu

Zgodnie z rysunkiem 4 przyjęto, że okno wlotowe cyklonu ma przekrój prostokątny. Z zasady ciągłości przepływu (3a) oraz dla przyjętej maksymalnej prędkości zanieczyszczonego powietrza na wlocie do cyklonu $v_{c,\max} = 25 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ wymagane pole powierzchni przekroju poprzecznego okna wlotowego cyklonu F_{oc} wynosi:

$$F_{oc} = \frac{\dot{V}_o}{v_{c,\max}} = \frac{0,153}{25} = 0,00612 \text{ m}^2. \quad (10)$$

Przykładowo przyjmując wysokość przekroju okna wlotowego $h = 0,1 \text{ m}$ (rys. 4), można obliczyć szerokość okna, ze wzoru:

$$s = \frac{F_{oc}}{h} = \frac{0,00612}{0,1} = 0,0612 \text{ m}. \quad (11)$$

Zatem można przyjąć: $F_{oc} = 0,00612 \text{ m}^2$, $h = 0,1 \text{ m}$ i $s = 0,06 \text{ m}$.

4.4.4. Prędkość powietrza w przekroju A-A komory wagi

Prędkość powietrza v_2 w przekroju A-A komory wagi (rys. 4), dla obliczonej wartości maksymalnego objętościowego natężenia przepływu powietrza \dot{V}_o , wyznaczono ze wzoru (3) przekształcając go do postaci:

$$v_2 = \frac{\dot{V}_o}{\Delta F} = \frac{0,153}{0,3257} = 0,47 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}. \quad (12)$$

Zatem warunek $v_2 = 0,47 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} < v_{z,\min} = 5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ jest spełniony.

4.4.5. Moc elektrycznego silnika napędowego wentylatora cyklonu

Wymaganą moc silnika w punkcie pracy wentylatora można obliczyć ze wzoru:

$$P_w = \frac{\dot{V}_o \cdot \Delta p_t}{3600 \cdot 1000 \cdot \eta} \text{ kW.} \quad (13)$$

gdzie:

\dot{V}_o – wymagane objętościowe natężenie przepływu powietrza, $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$,

Δp_t – ciśnienie całkowite (przyjęto $\Delta p_t = 1000 \text{ Pa}$),

η – sprawność wentylatora (przyjęto $\eta = 0,86$).

Po podstawieniu danych otrzymano: $P_w = 0,178 \approx 0,18 \text{ kW}$. Przyjęto moc silnika napędu wentylatora systemu oczyszczania komory wagi: $P_w = 0,18 \text{ kW}$.

Podobnie przeprowadzono obliczenia systemu odpylania komory zaprawiania, które zawarto w opracowaniu (Kukielka L. i in. 2015).

5. Podsumowanie

W nowatorskich rozwiązaniach dotyczących zaprawiarek porcjowych do ziarn zbóż stosuje się eko innowacyjne rozwiązania konstrukcyjne. Zaprezentowany w niniejszej pracy systemy odpylania i oczyszczania komory wagi i komory zaprawiania podzielono na dwa systemy. Pierwszy zasadniczy, otwarty system odpylający, służący do oczyszczania ziarna znajdującego się w zespole wagi z plew oraz innych zanieczyszczeń stałych. Drugi, autonomiczny system dotyczy odpylania komory zaprawiania, pracuje w układzie zamkniętym i służy do dodatkowego oczyszczania ziarna znajdującego się w komorze zaprawiania z pozostałości zanieczyszczeń oraz nadmiaru zaprawy.

Badania eksperymentalne umożliwiły obserwację pracy systemów odpylania i oczyszczania komory wagi i komory zaprawiania, które potwierdzają słuszność przyjętych założeń oraz przeprowadzonych w niniejszej pracy obliczeń.

Wyniki prezentowane w niniejszej pracy realizowano jako projekt Nr 227418 pt. „Zaprawiarka nowej generacji z systemem sterowania i diagnostyki z wykorzystaniem transmitowanych danych siecią internetową” w ramach programu INNOTECH, Działania 1.5 Projekty systemowe Narodowego Centrum Badań i Rozwoju, współfinansowany ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka 2007-2013.

Literatura

- Baran, J., Ryszko, A. (2013). Opracowywanie i wdrażanie ekoinnowacji technicznych a ekoprojektowanie – integracja procesów i wskazówki metodyczne ich realizacji. *Innowacje w zarządzaniu i inżynierii produkcji*, 34-46.
- Przedsiębiorstwo Usługowo-Produkcyjne "BANAD & Synowie"*, <http://www.banad.com.pl/>
- Bohdal, T., Charun, H., Czapp, M., Dutkowski, K. (2000). *Ćwiczenia laboratoryjne z termodynamiki*. Skrypt do Laboratorium z termodynamiki i techniki cieplnej. Koszalin: Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej.
- Bohdal, Ł., Kułakowska, A., Patyk, R. (2014). Analysis of Slitting of Aluminum Body Panels in the Aspect of Scrap Reduction. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection)*, 16, 105-114.
- Bohdal, L., Kukielka, L., Kukielka, K., Kułakowska, A., Maląg, L., Patyk, R. (2014). Three Dimensional Finite Element Simulation of Sheet Metal Blanking Process. *Mechanics and Materials "Novel Trends in Production Devices and Systems"*, 474, 430-435.
- Burchart-Karol, D. (2010). Ekoprojektowanie – holistyczne podejście do projektowania. *Problemy Ekologii*, 14, 116-120.
- Ciborowski, J. (1955). *Inżynieria chemiczna*. Wyd. 2. Warszawa: Wydawnictwo Naukowo-Techniczne.
- Ciborowski, J. (1965). *Podstawy inżynierii chemicznej*. Warszawa: Wydawnictwo Naukowo-Techniczne.
- KLIMAWENT S.A.* <http://www.klimawent.com.pl/>.
- Kukielka, L., Kustra, J., Kukielka, K. (2005). Numerical analysis of states of strain and stress of material during machining with a single abrasive grain. *Computer Methods and Experimental Measurements for Surface Effects and Contact Mechanics VII*, Southampton-Boston, WITPRESS, 57-66.
- Kukielka, L., Kułakowska, A., Patyk, R. (2010). Numerical modeling and simulation of the movable contact tool-workpiece and application in technological processes. *Journal of Systemics, Cybernetics and Informatics*, 8 (3), 36-41.

- Kukielka, K., Kukielka, L. (2013). *External thread rolling head*. The polish patent No PL402652-A1, PL220175-B1, 4.02.2013. (in Polish).
- Kukielka, L., Kukielka, K., Kułakowska, A., Patyk, R., Malag, L., Bohdal, L. (2014). Incremental Modelling and Numerical Solution of the Contact Problem between Movable Elastic and Elastic/Visco-Plastic Bodies and Application in the Technological Processes. *Applied Mechanics and Materials "Novel Trends in Production Devices and Systems"*, 474, 159-165.
- Kukielka, K., Kukielka, L., Bohdal, L., Kułakowska, A., Malag, L., Patyk, R. (2014). 3D Numerical Analysis the State of Elastic/Visco-Plastic Strain in the External Round Thread Rolled on Cold. *Applied Mechanics and Materials "Novel Trends in Production Devices and Systems"*, 474, 436-441.
- Kukielka, L., Geleta, K., Kukielka, K. (2012). Modelling of Initial and Boundary Problems with Geometrical and Physical Nonlinearity and its Application in Burnishing Processes. *Steel Research International, Special Edition: 14th International Conference Metal Forming, Krakow*, 1375-1378.
- Kukielka, L., Kułakowska, A., Kukielka K. (2015). Sprawozdanie merytoryczne z postępów realizacji zadania nr 2 projektu Innotech pt: „Zaprawiarka nowej generacji z systemem sterowania i diagnostyki z wykorzystaniem transmitowanych danych siecią internetową”. Temat zadania: Wariantowe obliczenia wyjściowych wskaźników technicznych i parametrów pracy układów napędowych, roboczych i nośnego automatycznej wirowej zaprawiarki porcjowej. *Nr umowy INNOTECH-K3/IN3/23/227418/NCBR/ /14 (niepublikowane)*.
- Kułakowska, A., Kukielka L. (2008). Numerical analysis and experimental researches of burnishing rolling process with taking into account deviations in the surface asperities outline after previous treatment. *Steel Research International*, 2, 42-48.
- Kułakowska, A. (2012). Experimental researches of burnishing rolling process of regular surface asperities prepared in turning process. *Steel Research International 2012. Special Edition: 14th International Conference on Metal Forming, Kraków*, 127-131.
- Kułakowska, A., Kukielka, L., Kukielka, K., Malag, L., Patyk, R., Bohdal, L. (2014). Possibility of steering of product surface layers properties in burnishing rolling process. *Applied Mechanics and Materials "Novel Trends in Production Devices and Systems"*, 474, 442-447.
- Kułakowska, A., Patyk, R., Bohdal, L. (2014). Application of Burnishing Process in Creating Environmental Product. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection)*, 16, 323-335.

- Marks, N. (2012). *Maszyny do czyszczenia i sortowania plodów rolnych*. Kraków: Wydawnictwo Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, Wydział Inżynierii Produkcji i Energetyki Instytut Eksploatacji Maszyn, Ergonomii i Procesów Produkcyjnych.
- Malag, L., Kukielka, L., Kukielka, K., Kułakowska, A., Patyk, R., Bohdal, L. (2014). Problems Determining of the Mechanical Properties of Metallic Materials from the Tensile Test in the Aspect of Numerical Calculations of the Technological Processes. *Applied Mechanics and Materials "Novel Trends in Production Devices and Systems"*, 474, 454-459.
- Mieszkowski, A. (2008). Zwiększenie skuteczności odpylania cyklonów. *Czasopismo Techniczne*, Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej, 2-M, 213-220.
- Patyk, R., Kułakowska, A., Bohdal, L. (2010). Environmental, Economic and Exploitation Aspects of the Use of Burnishing Rolling Treatments. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection)*, 16, 351-362.
- Patyk, R., Kukielka, L., Kukielka, K., Kułakowska, A., Malag, L., Bohdal, L. (2014). Numerical Study of the Influence of Surface Regular Asperities Prepared in Previous Treatment by Embossing Process on the Object Surface Layer State after Burnishing. *Applied Mechanics and Materials "Novel Trends in Production Devices and Systems"*, 474, 448-453.
- Ruwac (2015). *Odkurzacze Przemysłowe*: <http://www.odkurzacze-przemyslowe.com.pl/>.
- Technika Instalacyjna (2015). "TOP-PROJEKT", <http://www.topprojekt.com.pl>.
- Utikar, R., Darmawan, N., Tade, M., Li, Q., Evans, G., Glenny, M. and Pareek, V. (2010). Hydrodynamic Simulation of Cyclone Separators. *Computational Fluid Dynamics*, 420.
- Warych, J. (1998). *Oczyszczanie gazów; procesy i aparatura*. Warszawa: Wydawnictwo Naukowo-Techniczne.

Innovative Solutions in Terms of Environmental Protection in the New Generation of the Seed Pickling Machine

Abstract

This paper presents automatic, innovative, whirl pickling machine of batch, which is designed for dressing of the seed grain by dressing: seed powder, water slurry and liquid, whereby it is possible to sequential use of several kinds of seed treatment, including biological, which is possible by

use of application (optional) of few independent dosing systems and applying pickling in liquid or powder form.

The aim of the article is to present innovative design and operating parameters of new generation seed pickling machine. In this paper, the main emphasis is on dust collection system in dressing chamber and weighing chamber. The dust collection in dressing chamber in a closed system, however the dust collection chamber weights in an open system. This schemas, theoretical basis, equation and calculations were shown in this paper. Due to the high performance of the pickling machine 3-8 [$t \cdot h^{-1}$] is designed for medium and large farms and seed plants (companies preparing seed).

Streszczenie

W artykule przedstawiono automatyczną, wirową zaprawiarkę porcjową, która przeznaczona jest do zaprawiania ziarna siewnego zbóż zaprawami nasiennymi proszkowymi, zawiesinowymi i płynnymi, przy czym możliwe jest sekwencyjne stosowanie kilku rodzajów zapraw nasiennych, w tym biologicznych, dzięki zastosowaniu (opcjonalnie) kilku niezależnych układów dozujących i aplikujących zaprawę w postaci płynnej lub proszkowej.

W niniejszej pracy szczególnie nacisk położono na system odpylania w nowej generacji zaprawiarki porcjowej przeznaczonej do ziaren zbóż. Zakłada się, że do odpylania zaprawiarki nowej generacji zastosowane będą dwa niezależne systemy. Pierwszy system odpylania zasadniczego dotyczy odpylania komory wagi i pracuje w układzie otwartym. Drugi, autonomiczny system dotyczy odpylania komory zaprawiania i pracuje w układzie zamkniętym. W pracy zamieszczono schematy, podstawy teoretyczne oraz obliczenia. Ze względu na dużą wydajność zaprawiarki 3-8 [$t \cdot h^{-1}$] jest ona przeznaczona dla średnich i dużych gospodarstw rolnych oraz zakładów nasiennych (przedsiębiorstw przygotowujących materiał siewny).

Słowa kluczowe:

ekoprojektowanie, system odpylania, zaprawiarka do ziaren zbóż

Keywords:

ecodesigning, dust collecting system, seed pickling machine



Wykorzystanie biomasy na cele grzewcze a ograniczenie emisji zanieczyszczeń powietrza z sektora komunalno-bytowego

Tomasz Mirowski
*Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi
i Energią PAN, Kraków*

1. Wprowadzenie

Ostatnie zmiany w krajowej legislacji, które można było zaobserwować w latach 2014-2015 w zakresie odnawialnych źródeł energii, ochrony środowiska i gospodarki odpadami, stwarzają nowe możliwości energetycznego zagospodarowania biomasy pochodzenia roślinnego. Obowiązki państwa w zakresie utrzymania wzrostu udziału wykorzystania energii ze źródeł odnawialnych w bilansie zużycia energii pierwotnej nie pozwalają na pozostawienie działaniom jedynie „niewidzialnej ręki”.

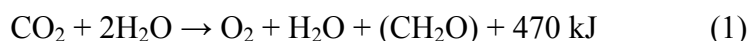
Pierwsze próby komercyjnego zastosowania biomasy jako paliwa w energetyce datuje się na 1861 rok, kiedy we Francji uruchomiono pierwszą zgazowarkę na drewno. Intensyfikacja badań nad zastosowaniem biomasy, to lata 90-te ubiegłego wieku. Współspalanie biomasy z węglem w energetyce zawodowej w Polsce, a także innych krajach posiadających elektrownie węglowe, okazało się nietrafionym kierunkiem rozwoju odnawialnych źródeł energii ze względu na niską efektywność procesu wytwarzania energii, problemy techniczne z magazynowaniem, przygotowaniem mieszanki węgla-biomasa w młynach i jej transportem do kotła, w szczególności z transportu mieszanki pyłowo-powietrznej do kotła pyłowego. Rezygnacja z paliw biomasowych o niskiej wartości opałowej i gęstości nasypowej na rzecz paliw kompaktowanych (brykiet, pelet) oraz wysokokalorycznych rodzajów biomasy

z produkcji żywności (np. łuski słonecznika, pestki palmy olejowca gwi-nejskiego – PKS) poprawiła bilans energetyczny, niszcząc lokalny kra-jowy rynek biomasy.

W artykule przedstawiono krótką charakterystykę biomasy, głównie pod względem jej składu oraz możliwości wykorzystania w kotłach małej mocy. Opisano przyjętą metodykę badawczą w zakresie redukcji niskiej emisji z sektora komunalno-bytowego oraz przedstawi-no wstępne wyniki badań.

2. Biomasa

Źródłem energii chemicznej biomasy są organiczne związki che-miczne. Związki te powstają dzięki procesom syntezy komórkowej z dwutlenku węgla i wody na skutek procesu fotosyntezy.



Biomasa zawierająca w swoim składzie chemicznym w różnych proporcjach ligninę, celulozę i hemicelulozę obejmuje szerokie spektrum roślin, które oprócz właściwości odżywczych (pokarmowych), są nośni-kami energii. Energia zakumulowana w roślinie w wyniku asymilacji 1 mola CO_2 gromadzi w postaci węglowodanów 470 kJ energii chemicznej (Witaszki in. 2015, Lewandowski & Rymś 2013). Zakłada się, że bilans emisji dwutlenku węgla podczas spalania biomasy jest zerowy, gdyż wytworzona jego ilość jest równoważna ilości CO_2 pobranej przez roślinę podczas jej wzrostu.

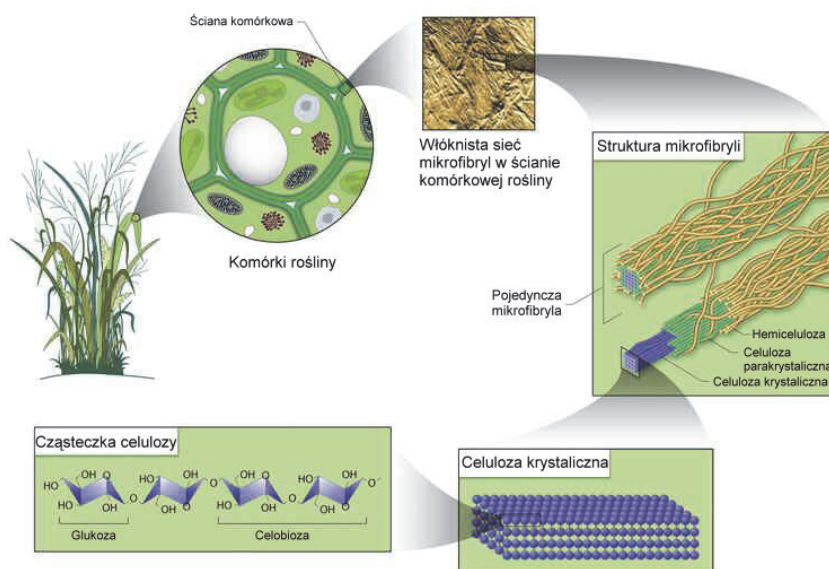
W skład biomasy wchodzi (Olsson 2006):

- a) węglowodany (cukry proste, dwucukry),
- b) skrobia składająca się z amylopektyny (80%) i amylozy (20%),
- c) celuloza,
- d) lignina (biopolimer, w którego skład wchodzi nienasycone alkohole i fenole).

Oprócz wymienionych głównych składników, biomasę roślinną tworzą również pektyny, tłuszcze i woski.

Składniki biomasy można podzielić na pokarmowe oraz mające zastosowanie energetyczne: celuloza, hemiceluloza i lignina. Proporcje składników odżywczych do energetycznych są zróżnicowane i zależą od rodzaju rośliny. Rośliny energetyczne mają odwrócone proporcje: 40-

60% celuloza, 20-40% hemiceluloza i 10-25% lignina. W celulozie zakumulowana jest znaczna część węgla w stosunku do całej biomasy roślinnej. Jest to również polisacharyd zbudowany z reszt glukozy, połączonych w długie łańcuchy wiązaniami 1,4-glikozydowymi o konfiguracji beta. Cząsteczki polimeru dzięki tym wiązaniom mają formę długich, stabilnych łańcuchów. Na rysunku 1 przedstawiono budowę ścianek komórkowych roślin z wyszczególnieniem cząsteczki celulozy.



Rys. 1. Celuloza w roślinach – budowa i lokalizacja

Fig. 1. The structure and location of the molecule of cellulose

Źródło: opracowanie na podstawie (Genomics 2015)

Mała aktywność chemiczna celulozy jest wynikiem występowania wodorowych połączeń między łańcuchami, które jednocześnie usztywniają cząsteczkę i utrudniają możliwość hydrolizy. Hemiceluloza jest bliżej nieokreśloną mieszaniną polisacharydów. Zawiera krótkie, rozgałęzione łańcuchy cukrów, które mają 5 atomów węgla w cząsteczce. Są to głównie D-ksyloza i L-arabinoza. Występują także cukry 6-cio węglowe (D-glukoza, D-galaktoza, D-mannoza), a także kwasy uronowe (Da Rosa 2005). Dzięki rozgałęzionej strukturze krótkich łańcuchów hemiceluloza jest amorficzna i łatwo ulega hydrolizie na proste cukry składowe. Ostatni składnik biomasy – lignina – jest substancją niewę-

glowodanową i tworzy strukturę fizyczną w roślinach. Jest ona biopolimerem o dużym ciężarze cząsteczkowym. Budowa ligniny jest zależna od wytwarzającej ją rośliny, w której skład wchodzi nienasycone alkohole i fenole (Piwowarczyk 2003). Wymienione właściwości biomasy determinują możliwości jej przeznaczenia na cele energetyczne. W postaci nierozdrobnionej, włóknisty charakter budowy utrudnia podawanie paliwa do komory oraz jego całkowite spalanie. W tabeli 1 przedstawiono zawartość głównych polimerów w biomase lignocelulozowej. Udział ligniny w biomase pochodzącej z rolnictwa (słoma, trawy) jest niższa w porównaniu do drzew iglastych. Lignina w procesie spalania jest przyczyną powstawania metoksyfenoli – głównego składnika dymu w fazie początkowej spalania. Badania Olssona (Olsson 2006) dowodzą, że spalanie peletów ze słomy w porównaniu z innymi rodzajami biomasy wykazują niskie wartości emisji wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych takich, jak: naftalen, fenantren, fluoranten i piren.

Tabela 1. Zawartość głównych polimerów w biomase lignocelulozowej (Grala i in. 2014)

Table 1. The content of the main polymer in the lignocellulosic biomass

Biomasa lignocelulozowa	Celuloza	Hemiceluloza	Lignina
	%		
Kolby kukurydzy	42	35	15
Bawełna	80-95	5-20	0
Trawy	25-40	35-50	10-30
Drzewa liściaste	40-55	24-40	18-25
Liście	15-20	80-85	0
Gazety	40-55	25-40	18-30
Łupiny orzechów	25-30	25-30	30-40
Papier	85-99	0	0-15
Drzewa iglaste	45-50	25-35	25-35
Słoma z pszenicy	35	50	15
Słoma z kukurydzy	37,5	30	10,3
Słoma ryżowa	44,3	33,5	20,1
Łuski ryżu	34,4	29,3	19,2
Wytłoki trzciny cukrowej	45	20	30

Techniki kondycjonowania biomasy lignocelulozowej opisane w pracach (Grala i in. 2014, Menon & Rao 2012) stosuje się najczęściej przed jej przygotowaniem do procesu fermentacji. Na uwagę zasługują ekstruzja i rozdrabnianie. Rozdrabnianie biomasy prowadzi do uzyskania cząstek wielkości od 0,2 do 5 mm. Proces ekstruzji polega na mieszaniu, ogrzewaniu i ścinaniu materiału wsadowego. W krótkim czasie zostaje poddany działaniu sił mechanicznych (siły ścinającej), wysokiej temperatury i zmieniającego się ciśnienia. Na skutek działania tych czynników następuje rozerwanie ściany komórkowej roślin lignocelulozowych, przez co materiał zmienia się w plastyczną masę. Podczas procesu ekstruzji dochodzi również do depolimeryzacji celulozy, hemicelulozy, ligniny oraz białka, jak również do degradacji termicznej aminokwasów i cukrów oraz do zmniejszenia rozmiaru cząstek (Witaszek i in. 2015). Metody te występują również podczas procesu kompaktowania w urządzeniu do produkcji peletu. Należy zatem przypuszczać, że materiał wyjściowy w postaci peletu jest nie tylko zagęszczony, ale posiada inne właściwości fizykochemiczne niż substraty do jego produkcji.

Lokalne wykorzystanie popiołu otrzymanego po spaleniu peletów z biomasy może posłużyć do nawożenia gleby, gdyż jego przemysłowe zastosowanie nie ma uzasadnienia ze względu na ilość oraz podatność na wymywanie zanieczyszczeń z popiołów utrudnia ich składowanie (Uliasz-Bocheńczyk i in. 2015).

3. Materiał i metody badawcze

Badania w projekcie pod nazwą *From Field to Energy* rozpoczęto w 2012 roku. Projekt ten zapoczątkowany przez norweską firmę Serigstad jest realizowany z Instytutem Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN. Pierwszy etap badań koncentrował się wokół możliwości mechanicznego kompaktowania różnych rodzajów biomasy pochodzenia roślinnego jak: słoma z kukurydzy, pszenicy, lucerny, rzepaku, ponadto siano, liście, drobne gałęzie, zieleń z pielęgnacji itp. Wykonano serię prób mieszanek biomasy o zróżnicowanej wilgotności na przemysłowej linii do peletyzacji o wydajności 1000 kg/godz. Osiągnięte rezultaty nie spełniły oczekiwań; problemy z rozdrabnianiem wstępnym materiału wilgotnego powyżej 15%, częste wyłączenia przez blokowanie się granulatorów. Głęboka modyfikacja elementów linii produkcyjnej trwająca

ponad 2 lata doprowadziła do możliwości produkcji peletu o nazwie NES z biomasy pochodzenia roślinnego o wilgotności do 40 %.

W drugim etapie prac zbadano paliwo bazowe (mieszaną słomy z pszenicy i lucerny) oznaczając zawartość wilgoci całkowitej, wilgoci analitycznej, zawartość popiołu, ciepło spalania i wartości opałowej oraz analizę elementarną. Próbki przedstawione na rysunku 2 przygotowano do analizy według normy PN-EN 15443:2011, a poszczególne oznaczenia zgodnie z normą dla paliw stałych wtórnych – PN-EN 15400:2011. Wyniki badań zestawiono w tabeli 2.



Rys. 2. Próbkki przeznaczone do badań

Fig. 2. Biomass samples for test

Otrzymane wyniki badań peletu NES potwierdziły założony cel osiągnięcia paliwa biomasowego, które nie wymaga w procesie jego produkcji podsuszania wsadu jeśli nie przekracza on 40% wilgoci. Na uwagę zasługuje niska zawartość siarki i optymalna wartość opałowa peletu w stanie roboczym.

Tabela 2. Wyniki laboratoryjne badań peletu NES z mieszanki biomasy roślinnej
Table 2. The results of laboratory tests NES pellet from a mixture of agro biomass

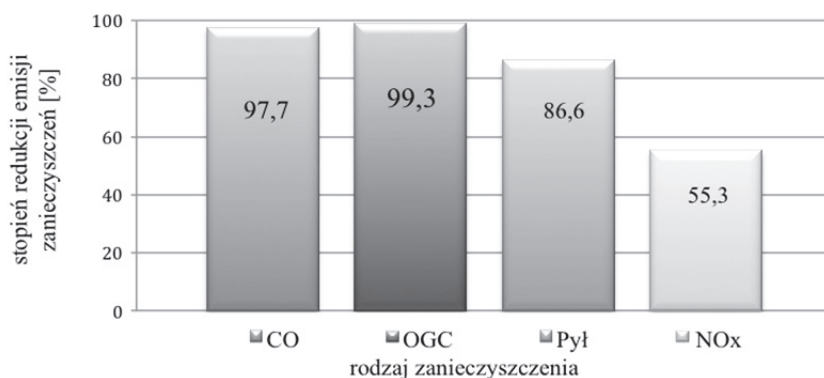
Rodzaj badania		Wyniki badań			Metoda badania
		stan analityczny a	stan roboczy r	stan suchy d	
Zawartość wilgoci całkowitej	%	–	12,7	–	CEN-TS 15414-1:2006 metoda akredytowana
Zawartość wilgoci w próbce analitycznej	%	7,41	–	–	PN-G-04560:1998 metoda akredytowana
Zawartość popiołu	%	6,77	–	7,31	
Zawartość siarki	%	0,14	–	0,15	PN-G-04584:2001 metoda akredytowana
Zawartość węgla całkowitego	%	43,2	40,8	46,7	PN-EN 15407:2011 metoda akredytowana
Zawartość wodoru	%	5,43	–	5,86	
Zawartość azotu	%	1,00	–	1,08	
Ciepło spalania	kJ/kg	16 673	–	18 007	PN-EN 15400:2011 metoda akredytowana
Wartość opałowa (z obliczeń)	kJ/kg	15 312	14 298	16 733	

Źródło: badania własne w laboratorium akredytowanym

Trzecim etapem badań był dobór odpowiedniej techniki spalania w kotle małej mocy (do 50 kW) do wytwarzanego paliwa z mieszanek biomasy o wartości opałowej w zakresie 14-16 MJ/kg i zawartości wilgoci 10-15%. Firmy Serigstad i Elektromet w ramach współpracy opracowały konstrukcję palnika wielopaliwowego, który spala zarówno wysokokaloryczny ekogroszek, pelet drzewny, jak i pelet NES zachowując normę PN-EN 303-5:2012 klasa 5 oraz wymagania Parlamentu Europy i Rady 2009/125/WE i Rozporządzenia Komisji (UE) 2015/1189 – w odniesieniu do wymogów dotyczących ekoprojektu dla kotłów na paliwo stałe. W efekcie tych prac otrzymano tanie paliwo (cena: 380 zł/Mg, 26,5 zł/GJ), które można wytwarzać z lokalnych zasobów biomasy i efektywnie spalać w kotłach o sprawności cieplnej ponad 90% i sezonowej efektywności energetycznej 88,7%, zachowując rygorystyczne normy emisji, w szczególności pyłu całkowitego na poziomie 21 mg/m³

przy 10% O₂ oraz gazowych zanieczyszczeń organicznych (OGC) równym 10 mg/m³ przy 10% O₂. Badania spalania paliw stałych przy udziale 10% tlenu są wymogiem postawionym w normie PN-EN 303-5:2012. Szerokie badania w tym zakresie przeprowadził Zakład Badań Urządzeń Energetycznych Instytutu Energetyki w Łodzi (IEN, 2013) w ramach prac statutowych. Rekomendacje IEN w zakresie konstrukcji kotłów stałopaliwowych z automatycznym podawaniem paliwa potwierdzają trafność przeprowadzonych badań rozwojowych nad palnikiem do peletu NES.

Pierwsze efekty projektu, przedstawione na rysunku 2, odnoszą się do redukcji emisji szkodliwych gazów i pyłu całkowitego. Osiągnięto je poprzez likwidację 13-letniego kotła węglowego o mocy 28 kW w bibliotece miejskiej w Jordanowie, który nie spełniał wymogów normy PN-EN 303-5:2012, a następnie montaż kotła 25 kW klasy 5 z automatycznym podajnikiem na pelet NES (alternatywnie na węgiel ekogroszek lub pelet drzewny).



Rys. 2. Efekt redukcji zanieczyszczeń w wyniku wymiany starego kotła węglowego na kocioł biomasowy w programie DRATEWKATM

Fig. 2. The effect of air pollutions reduction through exchanging an old coal boiler to automatic biomass boiler in DRATEWKATM Programme

4. Podsumowanie

Obecnie jest realizowany projekt *From Field to Energy* w dwóch gminach w Małopolsce. Celem projektu jest stworzenie realnych możliwości wykorzystania biomasy z lokalnych zasobów gminnych na cele grzewcze, aby ograniczyć udział niskiej emisji pochodzącej z sektora komunalno-bytowego oraz pośrednio z transportu.

Badania będą obejmowały możliwości wykorzystania potencjału lokalnej biomasy do produkcji peletu NES, peletu z mieszanek biomasy roślinnej oraz wpływu wymiany starych kotłów stałopaliwowych na kotły automatyczne, przystosowane do spalania peletu o obniżonej wartości opałowej na redukcję niskiej emisji. W ramach tego projektu powołano program DRATEWKATM. Uczestnictwo w tym programie przewidziano dla osób fizycznych (gospodarstw domowych) oraz instytucji sektora publicznego, w którym podjęto decyzję o zmianie starego źródła grzewczego na nowy. W ramach uczestnictwa w programie zostały zapewnione dostawy paliwa oraz serwis i nauka obsługi urządzeń automatyki w kotle. Uczestnicy zobowiązani są do udostępniania danych na potrzeby badawcze oraz mają możliwość testowania nowych rodzajów peletu powstałych z mieszanek biomasy roślinnej. Przykład wymiany 100 kotłów węglowych klasy 3 lub niesklasyfikowanych na kotły biomasowe Elektromet-Serigstad 25 kW daje następujące efekty:

- odbiorcy zapłacą za 680 ton peletu (koszty produkcji w zakresie 16-23 zł/GJ, dla wartości opałowej 15 GJ/Mg) kwotę 170-238 tys. zł, która zostaje w gminie,
- poprawa efektywności energetycznej o minimum 20%,
- redukcja emisji pyłów o 81 % (konwersja z klasy 3 na 5).

Literatura

- Da Rosa, A. (2005). *Fundamentals of Renewable Energy Processes*. Amsterdam, Boston: Elsevier Stanford University.
- Genomics (2015) – strona internetowa – www.genomics.energy.gov [ostatni dostęp 12.09.2015]
- Grala, A. i inni (2014). *Technologie kondycjonowania biomasy lignocelulozowej przed procesem fermentacji metanowej*. W: T.M. Traczewska i B. Kaźmierczak (red.), *Interdyscyplinarne zagadnienia w inżynierii i ochronie środowiska*. Tom 4. Wrocław: Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej.
- IEN 2013. Opracowanie wytycznych dotyczących przystosowania wybranych typów konstrukcyjnych produkowanych w kraju kotłów grzewczych opalanych węglem kamiennym do spełnienia zastrzonych wymagań ustalonych w znowelizowanej normie PN-EN 303-5 w zakresie granicznych wartości emisji zanieczyszczeń. Zakład Urządzeń Energetycznych, Laboratorium Badań Kotłów i Urządzeń Grzewczych, Instytut Energetyki. Praca statutowa. [www.ien.com.pl]

- Kowalski, Z., Lelek, Ł. (2011). Modelowanie rynku biomasy w Małopolsce z uwzględnieniem aspektów prawnych, rynkowych i ekologicznych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 13, 1429-1440.
- Lewandowski, W.M., Ryms, M. (2013). *Biopaliwa*. Wydawnictwo WNT.
- Menon, V., Rao, M. (2012). Trends in bioconversion of lignocellulose: Biofuels, platform chemicals & biorefinery concept. *Progress in Energy and Combustion Science*, 38(4), 522-550.
- Mirowski, T., Orzechowska, M. (2015). Wykorzystanie paliw biomasowych w ogrzewnictwie indywidualnym na obszarach zagrożonych niską emisją. *Polityka Energetyczna – Energy Policy Journal*, 18(4), 75-88.
- Olsson, M. (2006). *Residential biomass combustion-emissions of organic compounds to air from wood pellets and other new alternatives*. Chalmers University of Technology.
- Piowarczyk, J. (2003). Energetyczne użytkowanie biomasy roślinnej. *GLOBEnergy*, 2-3, 32-38.
- Uliasz-Bocheńczyk, A., Pawluk, A., Sierka, J. (2015). Wymywalność zanieczyszczeń z popiołów lotnych ze spalania biomasy. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi – Mineral Resources Management*, 31(3), 145-156.
- Witaszek K., Pilarska A.A., Pilarski K. (2015). Wybrane metody wstępnej obróbki surowców roślinnych stosowanych do produkcji biogazu. *Ekonomia i Środowisko*, 2(53), 130-144.

Utilization of Biomass for Energy Purpose Versus Reduction of Emission of Air Pollutants from Municipal and Households Sector

Abstract

It is noticed, that in Poland occurs dynamic development in the energy use of energy from renewable sources. This effect is related to the adoption of pro-environmental legislation in the members of the European Union. Unfortunately, there is no visible impact on in air quality improvement in areas threatened by „low emissions”. „Low emission“ from the municipal sector, is from years a difficult problem of the Malopolska and Silesia province and plenty of cities, where concentrations of particulate matter (PM 10, PM 2.5) and other monitored air pollution exceeded permitted levels. The article presents a characteristic of biomass, mainly of its composition and the possibility to use in small boilers. Described the methodology of carried research in the field of „low emission“ reductions from the municipal sector and presented the preliminary results. Solid-fuel types of boilers used in households and public buildings for

the most of them does not meet common standards for emissions to 50 kW of thermal power. The combustion of pellet in new modern biomass-boilers with automatic feed system, can effectively reduce the level of dusts and other air pollutants, as has been shown in the article as an example of the municipal library in Jordanow town. An important element that should encourage potential users to change the old technology to the new, is the cost of the biomass fuel, which has impact to an operating costs. The article presents the possibility of pellets production from biomass such as a various species of straw, grass, tree leaves, branches, etc.

Analyzed chemical and physical stability of "NES" pellet prepared from blend of wheat straw and lucerne with moisture content of 40%. The results confirmed the expected results in a form of the good quality parameters of fuel which can be used in 5 class boilers. The emission of air pollutants measurements were also carried out an old boiler before its replacement at the point of potential use. The results of the reduction of pollution emitted into the air are presented in the form of a graph. The solution of biomass utilisation for the production of pellets fuel from local biomass resources which combusting in 5 class boiler with a modified design of the torch inside gives us significant economic and enviromental effects.

An example of this is the implementation of the program of research "DRATEWKA", which is carried out in the Jordanów town.

Streszczenie

W Polsce zauważalny jest dynamiczny rozwój zastosowania w bilansie energetycznym energii pochodzącej ze źródeł odnawialnych. Efekt ten związany jest z przyjęciem proekologicznych aktów prawnych w krajach członkowskich Unii Europejskiej. Niestety nie przekłada się to na widoczną poprawę jakości powietrza na obszarach zagrożonych niską emisją. Niska emisja z sektora komunalno-bytowego to od kilku lat trudny do rozwiązania problem w województwie małopolskim, śląskim i wielu miastach, gdzie stężenia pyłów PM 10 i PM 2.5 oraz innych monitorowanych zanieczyszczeń powietrza przekraczają dopuszczalne normy. W artykule przedstawiono krótką charakterystykę biomasy, głównie pod względem jej składu oraz możliwości wykorzystania w kotłach małej mocy. Opisano przyjętą metodykę badawczą w zakresie redukcji niskiej emisji z sektora komunalno-bytowego oraz przedstawiono wstępne wyniki badań.

Rodzaje stosowanych kotłów stałopaliwowych w gospodarstwach domowych i budynkach użyteczności publicznej w większości nie spełnia norm obecnie obowiązujących w zakresie emisji zanieczyszczeń do mocy 50 kW. Nowoczesne kotły z automatycznym podawaniem paliwa w postaci peletów

z biomasy pozwalają skutecznie ograniczyć poziom niskiej emisji oraz innych szkodliwych gazów, co wykazano w artykule na przykładzie biblioteki miejskiej w Jordanowie. Ważnym elementem, który zachęci do zmiany starej technologii na nową jest koszt paliwa biomasowego, który przekłada się na koszty eksploatacji. W artykule przedstawiono możliwości wytwarzania peletów z biomasy roślinnej takiej, jak różne gatunki słomy, siano, liście, drobne gałęzie, zieleń z pielęgnacji, itp. W procesie peletyzacji dochodzi do waloryzacji materiału wejściowego. Zbadano właściwości fizyko-chemiczne peletu o nazwie NES z bazowej mieszanki słomy z pszenicy i lucerny o zawartości wilgoci do 40%. Wyniki potwierdziły spodziewane efekty w postaci dobrej jakości paliwa, które można stosować w kotłach klasy 5. Przeprowadzono także pomiary emisji starego kotła przed jego wymianą w miejscu użytkowania. Wyniki redukcji zanieczyszczeń emitowanych do powietrza przedstawiono w artykule w formie wykresu. Zastosowanie kompleksowego rozwiązania w zakresie produkcji peletu z lokalnych zasobów biomasy oraz spalanie go w kotłach klasy 5 ze zmodyfikowaną konstrukcją palnika daje wymierne efekty ekonomiczne i środowiskowe. Przykładem tego jest realizacja programu badawczo-wdrożeniowego DRATEWKATM, który jest realizowany w mieście Jordanów w powiecie suskim.

Słowa kluczowe:

biomasa, biomasa lignocelulozowa, pelet, kotły biomasowe, „niska emisja”

Keywords:

biomass, lignocellulosic biomass, pellets, biomass boilers, “low emission”



Wybrane aspekty ekoinnowacyjnej obróbki nagniataniem

*Agnieszka Kułakowska, Radosław Patyk, Łukasz Bohdal,
Paweł Kałduński, Jarosław Chodór
Politechnika Koszalińska*

1. Wstęp

Optymalizacja procesów produkcyjnych oraz związane z tym odpowiedzialne zużywanie zasobów, stanowi jeden z istotnych aspektów działalności firm. Wydajne i nowoczesne zakłady produkcyjne powinny nieustannie dążyć do minimalizacji wpływu procesów produkcyjnych na glebę, powietrze i wodę (Adamczyk 2004, Baran i in. 2013). Coraz więcej nowoczesnych firm poprzez bilans ekologiczny ukazuje wpływ działalności firmy na środowisko.

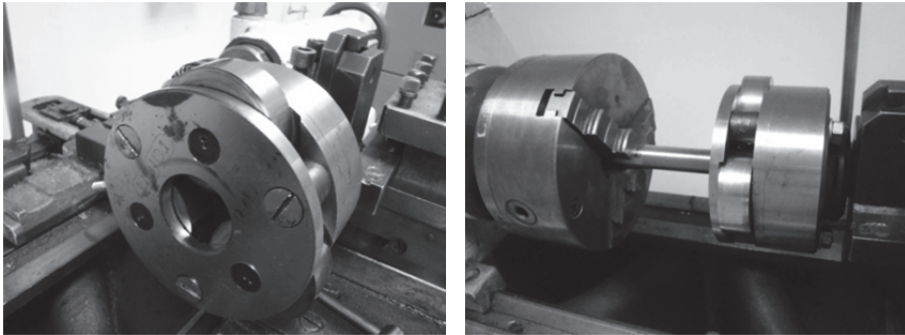
Definicja ekobilansu określa go, jako możliwie szerokie porównanie oddziaływania na środowisko dwóch lub większej liczby różnych produktów, grup produktów, systemów, sposobów produkcji i zaleceń wykonywanych czynności (Adamczyk 2004). Służy on ujawnieniu słabych stron, polepszeniu własności ekologicznych produktów, określeniu prawidłowych decyzji przy wyborze i zakupach materiałów, wspieraniu produktów i sposobów postępowania przyjaznych środowisku, porównywaniu alternatywnych technologii oraz uzasadnieniu decyzji dotyczących produkcji i handlu (Adamczyk 2004). Podstawowym założeniem ekobilansu jest systemowy sposób analizy obejmujący funkcjonowanie w przedsiębiorstwie takich podsystemów, jak: zaopatrzenie (wraz z pozyskaniem surowców), produkcja oraz dystrybucja wyrobów i recykling odpadów w fazie pozaużytkowej.

Ekoinnowacyjna obróbka nagniataniem przyczynia się do stworzenia nowych rozwiązań dostarczających wartości dodanej konsumentom i przedsiębiorcom istotnie zmniejszając oddziaływanie na środowisko. W procesie nagniatania (Kukielka 2001, Kukielka i in. 2003, Kukielka i in. 2005, Kukielka i in. 2010, Kukielka 2012, Kukielka K. i in. 2013, Kukielka i in. 2016, Kulakowska 2012, Kulakowska i in. 2014, Kulakowska i in. 2016, Kulakowska & Patyk i in. 2014, Kukielka & Kukielka i in. 2014, Kukielka K. i in. 2014.), który jest obróbką plastyczną, nie wytwarza się wiórów i iskier, jak w przypadku stosowania obróbki wiórowej i ścierniej. Jest również obróbką bezpyłową (Przybylski 1987). Podstawowe zalety, które są charakterystyczne dla technologii nagniataniem, a których znajomość może ułatwić analizę jakościową podczas projektowania procesów technologicznych, mające także pozytywny wpływ na środowisko, zamieszczono w pracach (Bohdal i in. 2013, Bohdal i in. 2014, Bohdal i in. 2016, Bohdal & Kulakowska i in. 2014). W literaturze (Bohdal & Kukielka i in. 2014, Chodor i in. 2016, Chodor i in. 2014, Kaldunski 2016, Kaldunski i in. 2014, Malag i in. 2014, Mysliński i in. 2004, Patyk i in. 2016, Patyk 2012, Patyk i in. 2014, Patyk & Kukielka i in. 2014, Tse i in. 2007) duży nacisk kładzie się również na ekoprojektowanie obróbki z wykorzystaniem nowoczesnych metod analizy i symulacji. W niniejszej pracy nacisk położono głównie na podsystem wytwarzania produktów w ekoinnowacyjnej obróbce nagniataniem.

Celem artykułu jest wykazanie możliwości zastosowania ekoinnowacyjnej technologii obróbki nagniataniem w procesie tworzenia produktu. Obróbka nagniataniem jest efektywną technologicznie, ekonomicznie i ekologicznie metodą wytwarzania warstw wierzchnich części maszyn. Takie podejście umożliwi produkcję części z minimalnymi stratami materiałowymi oraz energetycznymi. W celu wykazania możliwości tworzenia produktu w ekoinnowacyjnej obróbce nagniataniem przeprowadzono badania eksperymentalne procesu nagniatania naporowo-tocznego wykazujące możliwość kształtowania warstwy wierzchniej wyrobu o pożądanym właściwościach. Wśród rozpatrywanych wybranych aspektów rozpatrywano: chropowatość powierzchni, nanochropowatość, udział materiałowy, mikrostrukturę powierzchni, strukturę metalograficzną oraz mikrotwardość.

2. Stanowiska badawcze i parametry obróbki

Wszystkie badania zostały przeprowadzone na konwencjonalnych maszynach. Użyto nowych narzędzi w celu zminimalizowania wpływu narzędzi na wyniki badań. Obróbkę średnic wałków ze stali Duplex wykonano w V, zaś powierzchni czołowych w VII klasie dokładności, na tokarce konwencjonalnej TUB 150. Średnica i długość wałków wynosiły: $d = 22,5 \text{ mm}$ i $l = 200 \text{ mm}$. Parametry obróbki toczeniem były następujące: $v_t = 0,44 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, $a_t = 0,5 \text{ mm}$, $f = 1 \text{ mm}\cdot\text{obr}^{-1}$, użyto nóż: Hoffmann Group MTJNR 2525 M16 25R567 oraz Peamet SER 2525 M16 D. Proces nagniatania naporowego tocznego wałków przeprowadzono za pomocą trójrolkowej głowicy nagniatającej z dociskiem sztywnym z rolkami firmy – Rafan NUGh 14-27 (rys. 1). Posuw nagniatania równy był posuwowi obróbki poprzedzającej, natomiast prędkość nagniatania $v_n = 0,06 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Obróbka odbywała się tylko w jednym przejściu głowicy nagniatającej po powierzchni wałka.

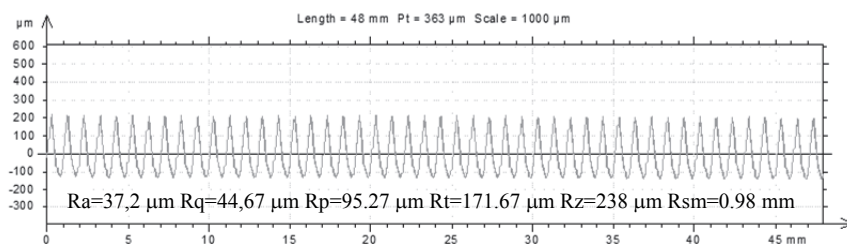


Rys. 1. Stanowisko do nagniatania gładkościowego: a) widok ogólny, b) widok układu OUPN, c) widok ogólny głowicy typ FU3 firmy FETTE

Fig. 1. Machining station for smooth burnishing: a) general view, b) detail view, c) general view of the head type FU3 FETTE

3. Chropowatość powierzchni obrobionej

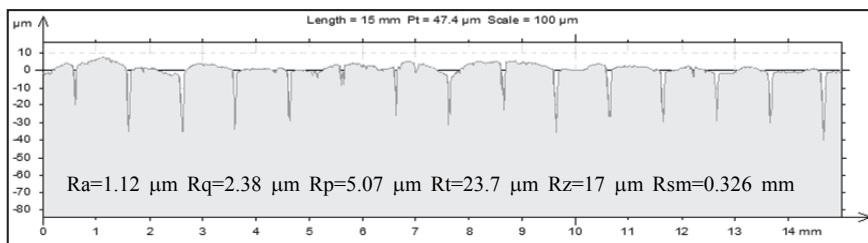
Przykładowy profil chropowatości powierzchni po procesie toczenia na tokarce konwencjonalnej przedstawiono na rysunku 2.



Rys. 2. Profilogram chropowatości powierzchni wałka ze stali Duplex toczonej na tokarce konwencjonalnej

Fig. 2. Roughness profile of the shaft surface from the steel Duplex, prepared in turning process on the conventional lathe

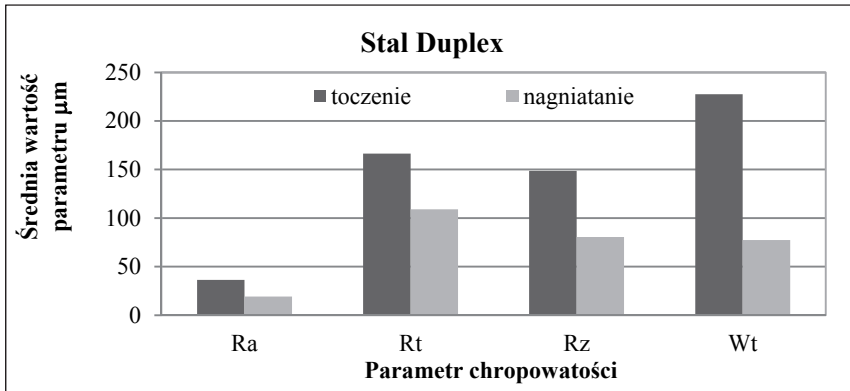
Powierzchnia wałków po obróbce poprzedzającej toczeniem charakteryzowała się profilem zdeterminowanym, po nagniataniu otrzymano również powierzchnię o profilu zdeterminowanym. Na rysunku 3 przedstawiono przykładowe wyniki pomiarów powierzchni po procesie nagniatania.



Rys. 3. Profilogram chropowatości powierzchni wałka ze stali Duplex toczonej na tokarce konwencjonalnej a następnie nagniatanej

Fig. 3. Roughness profile of the shaft surface from the steel Duplex, prepared in turning process on the conventional lathe and then burnished

Mimo, że kąt wierzchołkowy nierówności po procesie toczenia wynosił $\theta = 90^\circ$ i po procesie nagniatania uzyskano gładkie powierzchnie, to na wynik chropowatości po nagniataniu znaczny wpływ mają pozostałości po wgłębieniach pomiędzy nierównościami. Jest to charakterystyczne dla powierzchni o kątach wierzchołkowych nierówności $\theta \leq 90^\circ$. Na rysunku 4 przedstawiono wykresy słupkowe wskazujące wartości parametrów chropowatości powierzchni po obróbce poprzedzającej i po nagniataniu.



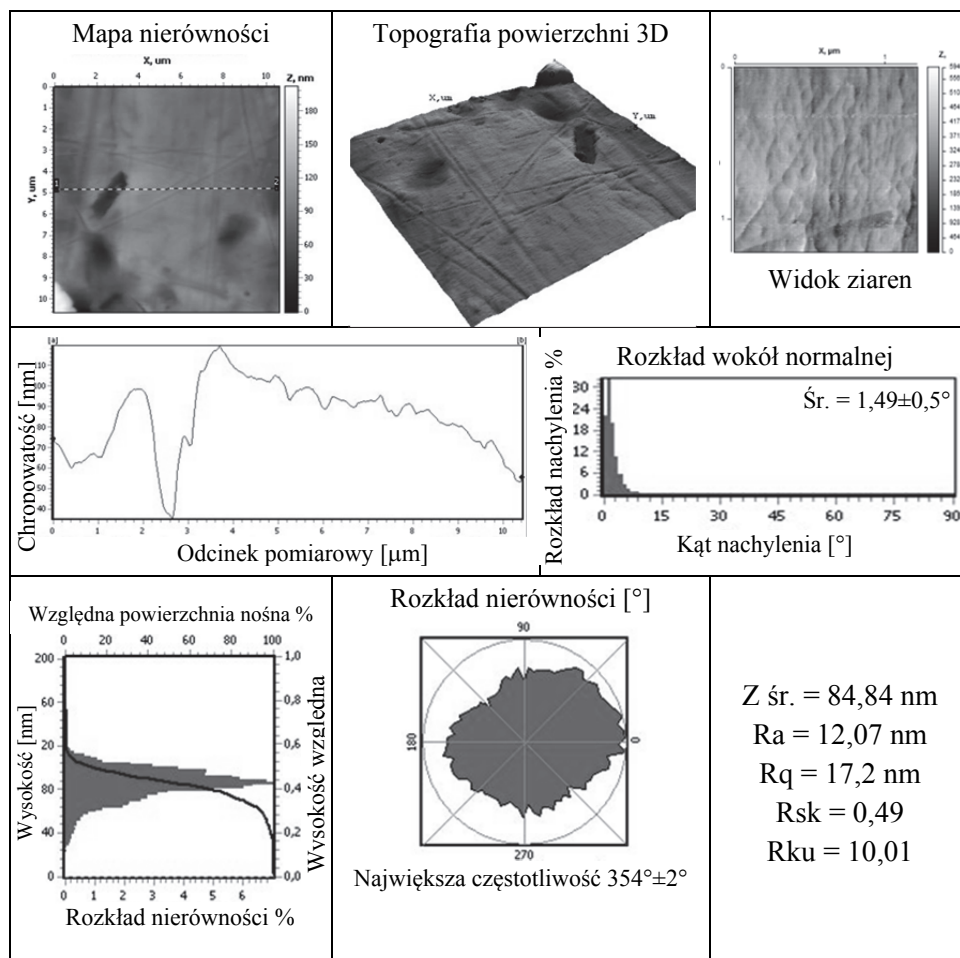
Rys. 4. Wybrane parametrów chropowatości powierzchni po toczeniu na tokarce konwencjonalnej i nagniataniu

Fig. 4. Chosen roughness parameters of surface after turning process on the conventional lathe and after burnishing

4. Nanochropowatość powierzchni obrabianej

Analizując chropowatość powierzchni nagniatanej w odniesieniu do pojedynczej nierówności wykorzystać można mikroskopię sił atomowych. Możliwe wówczas staje się przejście ze skali mikro do skali nano. Pomiar na mikroskopie sił atomowych (NT 206) wykonano w trybie kontaktowym na środku nagniecionej nierówności. Przykładowe wyniki dla powierzchni wałka ze stali Duplex przygotowanych w obróbce poprzedzającej toczeniem przedstawiono w tabeli 1. Zamieszczono w nich mapy topografii powierzchni, trójwymiarowy wykres nierówności, profil powierzchni z parametrami chropowatości w wybranym przekroju oraz niektóre wielkości określające właściwości chropowatości powierzchni w tym: rozkład wysokości chropowatości i krzywej względem powierzchni nośnej, orientację w stosunku do normalnej do powierzchni, rozkład kąta nachylenia do normalnej. Zmniejszając obszar pomiaru możliwe staje się nawet dostrzeżenie ziaren materiału obrobionego.

Tabela 1. Wyniki pomiarów powierzchni stali Duplex na mikroskopie AFM
Table 1. Results of surface measurement on the AFM microscope



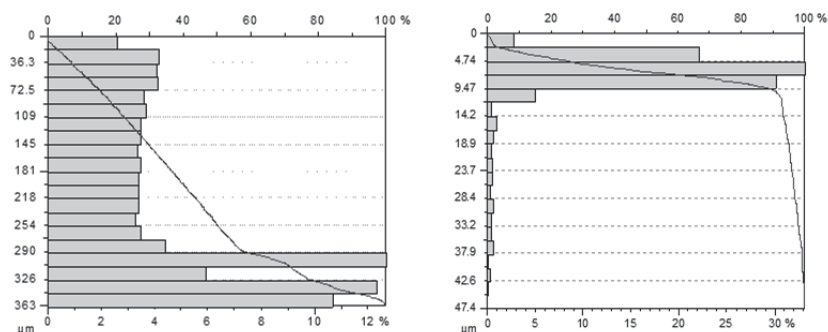
W tabeli 1 chropowatość powierzchni przedstawiono w formie mapy nierówności. Wartości na osiach OX i OY wyrażane są w mikrometrach [μm], natomiast wynik parametrów chropowatość podawany jest w nanometrach [nm]. Prezentowany przykładowy obszar pomiaru wynosił $10 \times 10 \mu\text{m}$ oraz $1,2 \times 1,2 \mu\text{m}$ w przypadku obserwacji ziaren materiału nagniecionego przy zachowaniu rozdzielczości 256×256 punktów pomiarowych. W analizie pominięto krzywiznę powierzchni walcowej wałka rzutując ją na płaszczyznę. Zobrazowano również wyniki w postaci trój-

wymiarowego wykresu chropowatości powierzchni, gdzie widoczne są mikro czy wręcz nano wgłębienia powierzchni. Mimo, że wydają się one znaczne, w rzeczywistości wynoszą od kilku do kilkudziesięciu nanometrów. Wyznaczone wartości parametrów chropowatości dla zbadanych powierzchni wynoszą $R_a = 12,07$ nm, natomiast $R_q = 17,2$ nm, zaś suma wartości maksymalnej chropowatości dodatniej i wartości bezwzględnej chropowatości ujemnej wynosi $\Delta Z_{\max} = 84,84$ nm. Wśród wyników przedstawiono również funkcje rozkładu wysokości chropowatości dla obszaru powierzchni wałka oraz rozkład, mówiący o orientacji nierówności (wzniesień i zagłębień) w stosunku do normalnej (prostopadłej do linii średniej) do badanej powierzchni tej samej próbki i rozkład kąta nachylenia nierówności w stosunku do normalnej do powierzchni próbki. Wartość wysokości nierówności oraz jej ułożenie mogą mieć wpływ na właściwości tribologiczne części. Uzyskane wyniki mogą więc mieć istotne znaczenie przy projektowaniu części maszyn i tworzeniu dla nich poprawnych matematycznych modeli.

5. Udział materiałowy powierzchni obrabianej

Obróbka nagniataniem pozwala uzyskać po procesie nie tylko powierzchnie o dużej gładkości, ale także powoduje wzrost udziału materiałowego profilu. Krzywa materiałowa zależy od kształtu nierówności powierzchni. Z punktu widzenia własności użytkowych powierzchni obrabianych (ścieralność) pożądane są profile powierzchni o nośności progresywnej (Przybylski 1987).

Na rysunku 5 przedstawiono przykładowe wykresy udziału materiałowego po toczeniu i po nagniataniu. Powierzchnie obrobione metodą nagniatania mają większy udział materiałowy niż obrabiane toczeniem. W analizowanych przypadkach krzywe nośności powierzchni po obróbce poprzedzającej były proporcjonalne. Po nagniataniu tych powierzchni krzywe nośności określono jako progresywne.

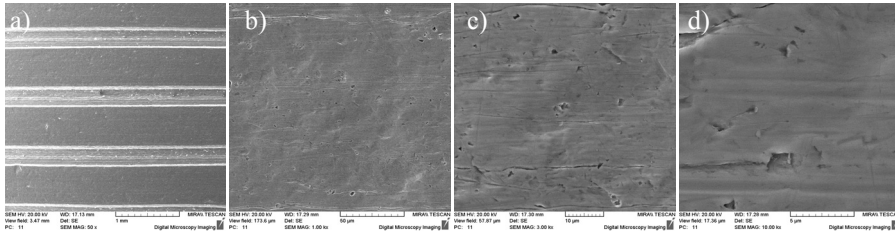


Rys. 5. Udział materiałowy powierzchni przygotowanej w obróbce poprzedzającej toczeniem na tokarce konwencjonalnej (a) a następnie nagniatanej (b)

Fig. 5. Material bearing of the surface after turning process (a) and after burnishing (b)

6. Mikrostruktura powierzchni obrabianych

Badania mikrostruktury stanu powierzchni nagniatanej wykonano poprzez analizę fotografii mikroskopowych obrazujących zmiany, jakie zaszły na powierzchni obrabianego materiału. W tym celu wykorzystano elektronowy skaningowy mikroskop Tescan Mira. Wyniki przedstawiono w postaci obrazów, kolejno dla powiększeń: 50x, 1.00kx, 3.00kx, 10.00kx. W wyniku obróbki toczeniem powstaje ukierunkowana struktura geometryczna powierzchni, będąca skutkiem odwzorowania ostrza noża tokarskiego, posiadająca głębokie szczeliny pomiędzy nierównościami oraz płaszczyzny nieciągłości. Nagniatanie powierzchni z regularnymi, zdeteminowanymi, symetrycznymi nierównościami powoduje powstanie nowej struktury. W analizowanych przypadkach powierzchni nagniatanych (przygotowanych toczeniem), widoczne są wyraźne ślady w postaci mikroszczelin między nierównościami, co jest zgodne z teorią (Kukielka i in. 2016), ponieważ nierówności przygotowane pod nagniatanie charakteryzowały się kątami wierzchołkowymi $\theta = 90^\circ$ i skokiem 1 mm.

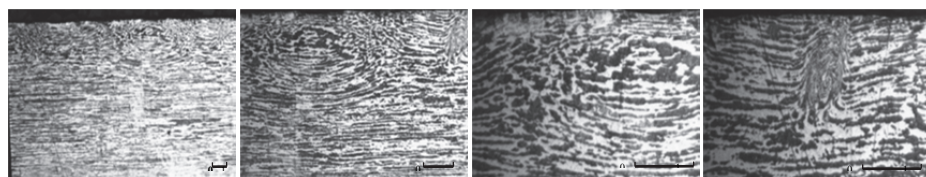


Rys. 6. Zdjęcie mikroskopowe powierzchni nagniatanej stali Duplex przygotowanej w obróbce poprzedzającej toczeniem na tokarce konwencjonalnej z powiększeniem: 50x (a), 1.00kx (b), 3.00kx (c), 10.00kx (d)
Fig. 6. Photos of the steel Duplex surface prepared in turning process on the conventional lathe and then burnished with zoom: 50x (a), 1.00kx (b), 3.00kx (c), 10.00kx (d)

Kolejne powiększenia wykonywano dla obszaru stanowiącego środek nierówności po nagniataniu i charakteryzowały się one znaczną gładkością i jednorodnością struktury. Dostrzec można rysy po przejściu rolek nagniatających, kierunek płynięcia materiału w warstwie wierzchniej wskutek obróbki nagniataniem czy kierunek poprzeczny wgłębień w materiale. Struktura powierzchni wałków ze stali Duplex pod względem jednorodności i gładkości powierzchni wykazuje dobre właściwości. Wyraźnie widać, że uzyskano po nagniataniu powierzchnię ukierunkowaną z mikroszczelinami oraz obszarami wskazującymi na zawalcowania.

7. Struktura metalograficzna warstwy wierzchniej po nagniataniu

Na ukształtowaną nagniataniem strukturę metalograficzną warstwy wierzchniej (Legutko i in. 2004) wpływ mają przede wszystkim: sposób nagniatania, wartości parametrów technologicznych procesu oraz rodzaj materiału i rodzaj obróbki poprzedzającej. Wśród efektów nagniatania w warstwie wierzchniej wymienić można: ukierunkowanie i rozdrobnienie ziarn, tekstura, rozpad austenitu szczątkowego, wydzielenie węglików i inne przemiany fazowe (Przybylski 1987). Zdjęcia wykonano przy wykorzystaniu mikroskopu optycznego Planar Micro 200.



Rys. 7. Zdjęcie metalograficzne warstwy wierzchniej stali Duplex po nagniataniu (pow. 100x, 200x, 400x)

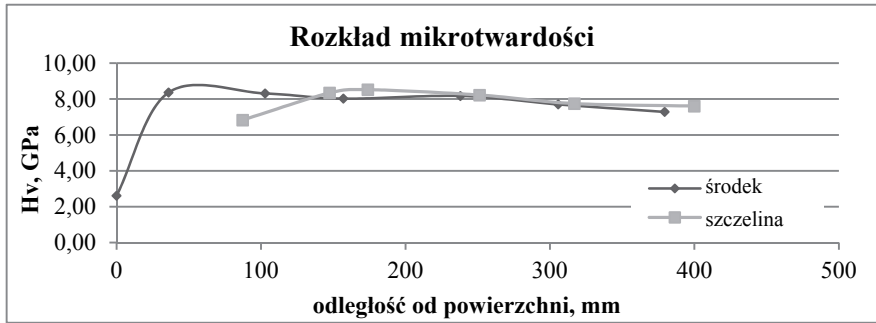
Fig. 7. Metallographic photos of the surface layer of the steel Duplex after burnishing (zoom 100x, 200x, 400x)

Po nagniataniu stali Duplex powstaje specyficznie ukierunkowana warstwa włóknista o największej koncentracji w strefie przypowierzchniowej. Pod wpływem oddziaływania narzędzia nagniatającego powstaje tekstura w wyniku przemieszczania się cząstek materiału w kierunku największego odkształcenia. W przypadku struktury austenityczno-ferrytycznej stali Duplex materiału obrabianego przedmiotu charakterystyczne jest tworzenie się drobnoziarnistej, bezpostaciowej i trudnej do trawienia warstwy podpowierzchniowej, zawierającej wydzielenia węglików. Grubość tej warstwy obejmuje swoim zasięgiem całą nierówność nagniataną oraz sięga w rdzeń materiału obrabianego. Ziarna austenitu i ferrytu tworzą na pewnej głębokości gniazda, wokół których rozchodzą się łuki spłaszczonych ziarn austenitu i ferrytu. Łuki te ułożone są najpierw wypukłością ku górze, następnie występuje "gniazdo" i patrząc w głąb od powierzchni obrobionej wypukłością ku dołowi.

8. Mikrotwardość nagniatanej warstwy wierzchniej

Na podstawie analizy wielkości i rozkładu otrzymanych w wyniku procesu obróbki zmian rozkładu mikrotwardości można wnioskować o przebiegu zachodzącego procesu. Badania mikrotwardości wykonano na twardościomierzu PTM-300M. Zastosowano metodę Vickersa, polegającą na wciskaniu w badany materiał regularnego czworokątnego ostrosłupa diamentowego o kącie dwuściennym między przeciwległymi ścianami wynoszącym 136° , pod obciążeniami P . Czas działania siły wynosił 15 [s] zaś zakres pomiarowy $500 \mu\text{m}$. Następnie, uzyskane wartości mikrotwardości zamieniono na jednostki układu SI, a wyniki przedstawiono w GPa. Na wykresach zamieszczonych na rysunku 8 przedstawiono mikrotwardość po nagniataniu w zależności od odległości od po-

wierzchni. Pomiary wykonano wzdłuż środka nierówności oraz od wgnębień pomiędzy nierównościami.



Rys. 8. Mikrotwardość powierzchni nagniatanych
Fig. 8. Microhardness of the burnished surface

9. Podsumowanie

Spośród dużej liczby znanych obecnie sposobów obróbki, największe możliwości kształtowania wyrobu o zróżnicowanej jakości technologicznej posiadają sposoby nagniatania. Nagniatanie wyrobu wykonanego z określonego materiału powoduje tworzenie pewnej jakości technologicznej, która z kolei, zapewnia powstanie określonych właściwości użytkowych wyrobu.

Ekoinnowacyjna obróbka nagniataniem daje możliwość otrzymania przedmiotu o dużej gładkości powierzchni połączonej z umocnieniem mechanicznym warstwy wierzchniej oraz konstytuowania w niej naprężeń ściskających, powodując zwiększenie odporności na zużycie w warunkach eksploatacyjnych. Zastosowanie obróbki nagniataniem pozwoli podnieść jakość uzyskiwanych wyrobów i zmniejszenie odpadów materiałowych (obróbka bezwiórowa, bezpyłowa). Spowoduje to bezpośrednio zmniejszenie zużycia energii i przyczyni się do ograniczenia negatywnego wpływu tego procesu na otaczające środowisko.

Literatura

- Adamczyk, W. (2004). *Ekologia wyrobów*. PWE.
- Baran, J., Ryszko, A. (2013). Opracowywanie i wdrażanie ekoinnowacji technicznych a ekoprojektowanie – integracja procesów i wskazówki metodyczne ich realizacji, *Innowacje w zarządzaniu i inżynierii produkcji*, 34-46.
- Bohdal, Ł., Walczak, P. (2013). Eco-modeling of metal sheet cutting with disc shears. *Annual Set The Environment Protection*, 15, 863-872.
- Bohdal, L., Kukielka, L. (2014). Application of variational and FEM methods to the modelling and numerical analysis of guillotining process for geometrical and physical nonlinearity. *Mechanika*. 20 (2), 197–204.
- Bohdal, L., Kulakowska, A., Patyk, R., Kulakowski, M. (2016). Numerical Investigations of the Effect of Process Parameters on ResidualStresses, Strains and Quality of Final Product in Blanking Using SPH Method, *Novel Trends in Production Devices and Systems, "Materials Science Forum"* (in press).
- Bohdal, Ł., Kulakowska, A., Patyk, R. (2014). Analysis of slitting of aluminium body panels in the aspect of scrap reduction, *Annual Set The Environment Protection*, 16, 105-114.
- Bohdal, L., Kukielka, L., Kukielka, K., Kulakowska, A., Malag, L., Patyk, R. (2014). Three Dimensional Finite Element Simulation of Sheet Metal Blanking Process. *Applied Mechanics and Materials*, 474, 430-435.
- Chodor, J., Kaldunski, P. (2016). Numerical Analysis of Influence of Cutting Edge Radius on the Minimum Thickness of the Machined Layer, *Novel Trends in Production Devices and Systems, "Materials Science Forum"* (in press).
- Chodor, J., Kukielka, L. (2014). Using Nonlinear Contact Mechanics in Process of Tool Edge Movement on Deformable Body to Analysis of Cutting and Sliding Burnishing Processes. *Applied Mechanics and Materials*, 474, 339-344.
- Kaldunski, P (2016). Plane anisotropy parameters identification based on Barlat's model, *Advances in Mechanics: Theoretical, Computational and Interdisciplinary Issues – Kleiber et al.*, CRC Press/Balkema, 275-278.
- Kaldunski, P., Kukielka, L. (2014). Numerical Analysis and Simulation of Drawpiece Forming Process by Finite Element Method. *Applied Mechanics and Materials*, 474, 153-158.
- Kukielka, L. (2001). Mathematical modelling and numerical simulation of non-linear deformation of the asperity in the burnishing cold rolling operation. *Computational Methods in Contact Mechanics V Book Series: Computational and experimental methods*, 317-326.
- Kukielka, K., Kukielka, L. (2013). External thread rolling head. *The polish patent No PL402652-A1, PL220175-B1*, z dn. 4.02.2013. (in polish)

- Kukielka, L., Kulakowska, A., Patyk, R. (2010). Numerical modeling and simulation of the movable contact tool-workpiece and application in technological processes, *Journal of Systemics, Cybernetics and Informatics*, 8 (3), 36-41.
- Kukielka, L., Kustra, J., Kukielka, K. (2005). Numerical analysis of states of strain and stress of material during machining with a single abrasive grain. *Computer Methods and Experimental Measurements for Surface Effects and Contact Mechanics VII*, WITPRESS. Southampton-Boston, 57-66.
- Kukielka, L., Kustra, J. (2003). Numerical analysis of thermal phenomena and deformations in processing zone in the centerless continuous grinding process, *Computer Methods and Experimental Measurements for Surface treatments Effects VI*, WITPRESS. Southampton-Boston, 7, 109-118.
- Kukielka, L., Szczesniak, M., Patyk, R., Kulakowska, A., Kukielka, K., Patyk, S., Gotowała, K. Kozak, D. (2016). Analysis the states of deformation and stress in the surface layer of the product after the burnishing cold rolling operation, *Novel Trends in Production Devices and Systems, "Materials Science Forum"* (in press).
- Kulakowska, A. (2012). Experimental researches of burnishing rolling process of regular surface asperities prepared in turning process. *Steel Research International. Special Edition: 14th International Conference on Metal Forming*, 127-131.
- Kulakowska, A., Kukielka, L., Kukielka, K., Patyk, R., Malag, L., Bohdal, L. (2014). Possibility of Steering of Product Surface Layers Properties in Burnishing Rolling Process. *Applied Mechanics and Materials*. 474, 442-447.
- Kulakowska, A., Kulakowski, M., Bohdal, L., Patyk, R. (2016). Aspects of Burnishing Rolling Process of the Surface Prepared in Different Previous Treatments, *Novel Trends in Production Devices and Systems, "Materials Science Forum"* (in press)
- Kulakowska, A., Patyk, R., Bohdal, Ł. (2014). Zastosowanie obróbki nagniataniem w tworzeniu ekologicznego produktu, *Annual Set The Environment Protection*, 16, 323-335.
- Kukielka, L., Kukielka, K., Kulakowska, A., Patyk, R., Malag, L., Bohdal, L. (2014). Incremental Modelling and Numerical Solution of the Contact Problem between Movable Elastic and Elastic/Visco-Plastic Bodies and Application in the Technological Processes. *Applied Mechanics and Materials*, 474, 159-165.
- Kukielka, K., Kukielka, L., Bohdal, L., Kulakowska, A., Malag, L., Patyk, R. (2014). 3D Numerical Analysis the State of Elastic/Visco-Plastic Strain in the External Round Thread Rolled on Cold. *Applied Mechanics and Materials*, 474, 436-441.

- Kukielka, L., Geleta, K., Kukielka, K. (2012). Modelling of Initial and Boundary Problems with Geometrical and Physical Nonlinearity and its Application in Burnishing Processes. *Steel Research International. Special Edition: 14th International Conference Metal Forming*, 1375-1378.
- Legutko, S., Nosal, S. (2004). *Kształtowanie technologicznej i eksploatacyjnej warstwy wierzchniej części maszyn*. Poznań: Ośrodek Wydawnictw Naukowych.
- Malag, L., Kukielka, L., Kukielka, K., Kulakowska, A., Bohdal, L., Patyk, R. (2014). Problems Determining of the Mechanical Properties of Metallic Materials from the Tensile Test in the Aspect of Numerical Calculations of the Technological Processes. *Applied Mechanics and Materials*, 474, 454-459.
- Myslinski, P., Precht, W., Kukielka, L., et al. (2004). A possibility of application of MTDIL to the residual stresses analysis – The hard coating-substrate system. *Journal of Thermal Analysis And Calorimetry*, 77 (1), 253-258.
- Patyk, R., Bohdal, L., Kulakowska, A. (2016). Study the Possibility of Controlling the Magnitude and Distribution Of Residual Stress in the Surface Layer of The Product After The Process Double Duplex Burnishing, *Novel Trends in Production Devices and Systems, "Materials Science Forum"* (in press)
- Patyk, R. (2012). New method of technological surface layer shaping of machine parts during duplex burnishing rolling process. *Steel Research International, Special Edition: 14th International Conference on Metal Forming*.
- Patyk, R., Kulakowska, A., Bohdal, L. (2014). Ekologiczne, ekonomiczne i eksploatacyjne aspekty stosowania obróbki nagniataniem, *Annual Set The Environment Protection*, 16, 351-362.
- Przybylski, W. (1987). *Technologia obróbki nagniataniem*. Warszawa: WNT.
- Patyk, R., Kukielka, L., Kukielka, K., Kulakowska, A., Malag, L., Bohdal, L. (2014). Numerical Study of the Influence of Surface Regular Asperities Prepared in Previous Treatment by Embossing Process on the Object Surface Layer State after Burnishing. *Applied Mechanics and Materials*, 474, 448-453.
- Tse, PW., Gontarz, S., Wang, XJ. (2007). Enhanced eigenvector algorithm for recovering multiple sources of vibration signals in machine fault diagnosis. *Mechanical Systems and Signal Processing* 21 (7), 2794-2813.

Chosen Aspects of Ecoinnovative Burnishing Process

Abstract

The aim of this article is to demonstrate the possibility of using eco-innovative burnishing rolling process as the technology of product development. Burnishing rolling process is effective: technologically, economically and environmentally way of treatment of the machine's outer layers. This approach will make possible the production of parts with minimal loss in material and energy. In order to demonstrate the ability to create products in the ecoinnovative treatment of burnishing rolling, the experimental researches were carried out, showing the ability to form the surface layer of the product with the desired properties. Among the examined certain aspects were considered: surface roughness, nano-roughness, material bearing, surface microstructure, metallographic structure and microhardness.

Streszczenie

Celem artykułu jest wykazanie możliwości zastosowania ekoinnowacyjnej technologii obróbki nagniataniem w procesie tworzenia produktu. Obróbka nagniataniem jest efektywną technologicznie, ekonomicznie i ekologicznie metodą wytwarzania warstw wierzchnich części maszyn. Takie podejście umożliwi produkcję części z minimalnymi stratami materiałowymi oraz energetycznymi. W celu wykazania możliwości tworzenia produktu w ekoinnowacyjnej obróbce nagniataniem przeprowadzono badania eksperymentalne procesu nagniatania naporowo-tocznego wykazujące możliwość kształtowania warstwy wierzchniej wyrobu o pożądanym właściwościach. Wśród rozpatrywanych wybranych aspektów rozpatrywano: chropowatość powierzchni, nanochropowatość, udział materiałowy, mikrostrukturę powierzchni, strukturę metalograficzną oraz mikrotwardość.

Słowa kluczowe:

obróbka nagniataniem, ekoinnowacyjność, mikrotwardość

Keywords:

burnishing rolling process, eco-innovative, microhardness



Zastosowanie sztucznych sieci neuronowych do modelowania procesu oczyszczania ścieków w małej oczyszczalni ścieków

Iwona Skoczko, Piotr Ofman, Ewa Szatyłowicz
Politechnika Białostocka

1. Wstęp

Sztuczne sieci neuronowe przez wzgląd na swoją uniwersalność i skuteczność w znajdowaniu najprostszego powiązania pomiędzy zmiennymi (Mjalli i in. 2007) wykorzystane są między innymi do budowy modeli „Black Box” pracy oczyszczalni ścieków. W odróżnieniu od dostępnego na rynku oprogramowania branżowego modele „Black Box” pozwalają na uwzględnienie w analizie dowolnej ilości zmiennych, których charakter może być zróżnicowany pod względem ilościowym i jakościowym. Stąd też modele tego typu pozwalają na zaobserwowanie nowych zjawisk lub czynników kształtujących kompozycję chemiczną ścieków oczyszczonych. Dzięki temu uzyskiwana jest identyfikacja i ocena wpływu danego parametru na dokładność modelu, a także w sposób przybliżony na istotności danej zmiennej w procesie oczyszczania ścieków.

Zdaniem Moreno-Alfonso i Redondo (2001) wykorzystanie sztucznych sieci neuronowych w nadzorze procesów oczyszczania ścieków pozwala na lepszą kontrolę jakości ścieków trafiających do odbiornika. Dokładność predykcji modelu zależna jest przede wszystkim od zbioru danych jaki został wzięty pod uwagę w trakcie jego tworzenia. Ilość wyników pomiaru ma kluczowe znaczenia w naukach technicznych i środowiskowych, ponieważ wraz ze wzrostem badań przeprowadzonych w danym obiekcie wzrasta szansa na zaobserwowanie zjawiska ekstremalnego. Wartości skrajne w przypadku predykcji pracy oczyszczalni ścieków są szcze-

gólnie istotne. Zaobserwowane maksima wartości parametrów kryterialnych i warunki pracy oczyszczalni przy jakich one wystąpiły pozwalają na dokładniejsze odzwierciedlenie w modelu „Black Box” parametrów rzeczywistych. Dzięki temu możliwe jest przynajmniej przybliżone określenie momentu, w którym dane maksimum wystąpi. Wiedza ta pozwala na podjęcie odpowiednich czynności zapobiegających przeciążeniu ciągu technologicznego oczyszczalni ścieków lub umożliwia predykcję awarii elementów jednostkowych w całym procesie oczyszczania ścieków.

Celem pracy było opracowanie modelu „Black Box” Miejskiej Oczyszczalni Ścieków w Stawiskach i jego ocena pod względem dopasowania do wartości parametrów obserwowanych w ściekach oczyszczonych.

2. Metodyka i obiekt badań

Badana miejska oczyszczalnia ścieków oczyszcza ścieki bytowe dopływające systemem kanalizacji grawitacyjnej z miejscowości Stawiski. Na oczyszczalni znajduje się punkt zlewny ścieków dowożonych z gminy. Przepustowość oczyszczalni obliczono na następujące objętości ścieków:

- maksymalna godzinowa – $30,82 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$,
- średnia dobową – $370 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$,
- maksymalna dobową – $554 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$,
- maksymalna roczną – $202210 \text{ m}^3 \cdot \text{rok}^{-1}$.

Ścieki bytowe dowożone z terenu gminy Stawiski dostarczane są taborem asenizacyjnym do punktu zlewnego (dwie komory betonowe wyposażone w kraty) skąd trafiają do ciągu technologicznego oczyszczalni ścieków. Natomiast ścieki z terenu miasta dopływają systemem kanalizacji grawitacyjnej do dwóch przepompowni ścieków zlokalizowanych przy ulicy Długiej i Ogrodowej skąd tłoczone są do komory rozprężnej. Następnie ścieki dopływają do piaskownika radialnego, gdzie następuje usunięcie części stałych. Z piaskownika radialnego ścieki przepływają do komory beztlenowej wyposażonej w mieszadło poziome, której zadaniem jest selekcja metaboliczna dla bakterii nitkowatych oraz wstępna faza usuwania fosforu na drodze biologicznej.

Po procesie defosfatacji ścieki dopływają są do komory tlenowej 1, w której następuje proces napowietrzania za pośrednictwem dyfuzorów dyskowych o średnicy 270 mm zasilanych wentylatorem bocznokanałowym typu SC40C z silnikiem 7,5 kW, o wydajności 300 m³/h i nadciśnieniu 300 mbar. Zapotrzebowanie powietrza korygowane jest sondą tlenową SENCO typu IOMm, przetwarzającą sygnał z czujnika SENCO typu OS-8t na wielkość mierzoną. Z komory napowietrzającej 1 ścieki dopływają do komory napowietrzającej 2. Komora ta wyposażona jest w dyfuzory dyskowe takie jak w komorze napowietrzającej 1. Po procesie napowietrzania ścieki dopływają do osadników wtórnych, z których odprowadzane są poprzez rynienki grzebieniowe do studzienki kontrolnej. Wpływają do urządzenia pomiarowego (przepływomierz elektromagnetyczny MPP04), gdzie następuje bieżąca rejestracja ilości ścieków oczyszczonych odprowadzanych do rowu melioracyjnego. Z komory napowietrzającej 2 osad recyrkulowany jest do komory beztlenowej i komory tlenowej 1, przy pomocy pompy typu INFRA200TEKO. Zewnętrzna recyrkulacja osadu z osadników wtórnych do komory napowietrzania prowadzona jest przy pomocy pomp mamutowych. Natomiast usuwanie osadu nadmiernego z komory napowietrzającej 2 następuje przy pomocy pompy typu INFRA100TEKO. Osad nadmierny kierowany jest do węzła osadowego, gdzie podlega stabilizacji tlenowej i zagęszczeniu. Następnie jest odwadniany na prasie taśmowej MONOBELT typu NP08CK, skąd trafia na poletka osadowe. Przedmiotowa oczyszczalnia ścieków posiada 4 poletka osadowe wykonane z betonu, które są zainstalowane izolbetem.

Zgodnie z Załącznikiem nr 1 do Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 (Dz. U. 137 poz. 984 z późniejszymi zmianami) najwyższe dopuszczalne wartości wskaźników zanieczyszczeń dla oczyszczalni ścieków w Stawiskach, której RLM mieści się w przedziale 2000-9999 wynosząc 2630, nie mogą przekraczać następujących wartości:

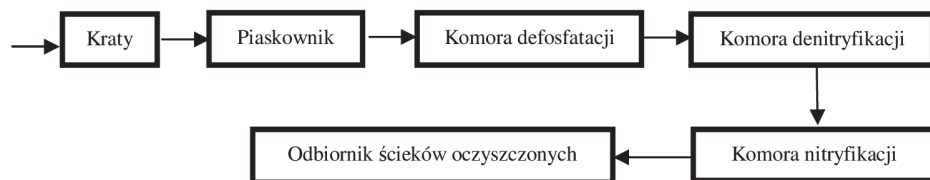
- BZT₅ – 25 mg O₂·dm⁻³,
- ChZT_{Cr} – 125 mg O₂·dm⁻³,
- Zawiesiny ogólne – 35 mg·dm⁻³.

Opisane w pracy badania przeprowadzono w latach 2005-2013 w próbkach ścieków surowych oraz oczyszczonych. Analizy wykonywane były 2 razy w roku, w czerwcu i grudniu, w latach 2005-2013 przez

delegaturę łomżyńską Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Białymstoku. Zakres analiz obejmował:

- ChZT_{Cr} – zgodnie z normą PN-ISO 15705:2005,
- BZT_5 – zgodnie z normami PN-EN 1899-1:2002 i PN-EN 1899-2:2002,
- Zawiesiny ogólne – zgodnie z normą PN-EN 872:2007,
- Przepływ ścieków surowych – przepływomierz elektromagnetyczny MPP04.

Mechaniczno-biologiczna, oczyszczalnia ścieków w Stawiskach jest obiektem pracującym w technologii przepływowej. W okresie badawczym do oczyszczalni nie dopływały ścieki przemysłowe. Skład chemiczny ścieków surowych kształtowany był głównie przez działalność bytowo-gospodarczą mieszkańców gminy i miasta. Największe obciążenie dla układu technologicznego oczyszczalni ścieków stanowiły ścieki dowożone taborem asenizacyjnym, które obdarzone były znacznym ładunkiem zanieczyszczeń.



Rys. 1. Ciąg technologiczny oczyszczania ścieków
Fig. 1. Technological line of wastewater treatment

Zakres analizy statystycznej obejmował obliczenie średniej arytmetycznej, mediany, odchylenia standardowego, minimum i maksimum. Na cele budowy modelu sieci neuronowej wykonano analizę korelacji Pearsona w celu określenia stopnia powiązania poszczególnych zmiennych przyjętych do analizy. Opracowany model sztucznej sieci neuronowej jako funkcję aktywacji warstwy neuronów ukrytych wykorzystywał tangens hiperboliczny, natomiast w warstwie wyjściowej funkcję sinus. Jako algorytm uczący wykorzystano algorytm Broydena-Letchera-Goldfarba-Shanno'a (BFGS). Jako funkcję błędu wykorzystano sumę kwadratów (SOS). Za funkcję aktywacji perceptronu przyjęto funkcję logi-

styczną. Do opracowania modelu pracy oczyszczalni ścieków zastosowano próbkowanie w wielkości 2000 sieci. Jako zmienne wejściowe wykorzystano liczbę mieszkańców zamieszkujących miasto Stawiski, objętość ścieków dopływającą do obiektu kanalizacją ogólnospławną, jak również objętość ścieków dowożonych taborem asenizacyjnym oraz wartości wskaźników takich jak zawiesina ogólna, BZT_5 i $ChZT_{Cr}$ w ściekach surowych. Warstwę wyjściową stanowiły wartości zawiesiny ogólnej, BZT_5 i $ChZT_{Cr}$ w ściekach oczyszczonych. W modelu nie zostały uwzględnione parametry ścieków dowożonych. Bazę danych podzielono na 3 zbiory: walidacyjny, uczący i testowy. Wielkości poszczególnych zbiorów równe były odpowiednio 70%, 15% i 15% wszystkich wyników pomiaru. Najlepszy z uzyskanych modeli poddany został optymalizacji metodą jednostopniowej wstecznej propagacji błędu. Wszystkie obliczenia i analizy statystyczne wykonano za pomocą pakietu Statistica 10 w polskiej wersji językowej pracującej na platformie Windows 7 Home Edition.

3. Analiza wyników badań

Wyniki badań ścieków surowych i oczyszczonych przedstawiono w tabeli 1 w postaci statystyk opisowych. Parametry zarówno ścieków surowych jak i oczyszczonych są typowe dla oczyszczalni o zbliżonej wielkości w grupie małych oczyszczalni ścieków (Przybyła i in. 2009). Prowadzone badania przez Przybyłą i in. (2009), w trzech oczyszczalniach ścieków w Wielkopolsce wykazały, że średnie stężeniach ścieków surowych w stosunku do oczyszczonych są zbliżone dla tej wielkości oczyszczalni ścieków. Zbliżone parametry charakteryzujące ścieki do uzyskanych w oczyszczalni w Stawiskach odnotowali również Długosz i Gawdzik (2013). Analizowany przez autorów obiekt, należał do II grupy oczyszczalni ścieków, zgodnie z Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 roku.

Podane w tabeli 1 wartości odchyłeń standardowych sugerują, że w okresie badawczym występowały znaczne zmiany wartości i stężeń poszczególnych badanych składników w ściekach surowych. Odchylenie standardowe dla stężenia zawiesin ogólnych jest równe 152,25 przy średniej arytmetycznej 310,56, odchylenie standardowe wartości BZT_5 jest równe 197,86 przy średniej arytmetycznej równej 462,50, natomiast odchylenie standardowe dla wartości $ChZT_{Cr}$ jest równe 419,53 przy średniej arytmetycznej równej 997,17.

Tabela 1. Statystyki opisowe
Table 1. The descriptive statistics

Zmienna	Średnia	Mediana	Minimum	Maksimum	Odchylenie standardowe
Zawiesina ogólna – ŚS* [mg·dm ⁻³]	310,56	250,00	192,00	789,00	152,25
BZT ₅ – ŚS [mg O ₂ ·dm ⁻³]	462,50	385,00	275,00	785,00	197,84
ChZT _{Cr} – ŚS [mg O ₂ ·dm ⁻³]	997,17	748,00	421,50	1625,00	419,53
Zawiesina ogólna – ŚO** [mg·dm ⁻³]	11,57	7,85	5,00	37,90	9,11
BZT ₅ – ŚO [mg O ₂ ·dm ⁻³]	7,99	5,93	2,90	17,25	4,36
ChZT _{Cr} – ŚO [mg O ₂ ·dm ⁻³]	65,97	60,00	27,50	109,25	22,97
Ścieki dowożone [m ³]	192,48	193,50	41,92	288,50	60,48
Ścieki dopływające [m ³]	7685,44	7702,17	5263,67	9901,83	1290,31
LM*** [osób]	2476	2486	2386	2546	53

* – ścieki surowe, ** – ścieki oczyszczone, *** – liczba mieszkańców

Podobne wyniki uzyskano w przypadku ścieków oczyszczonych. Odchylenie standardowe dla stężenia zawiesin ogólnych jest równe 9,11 przy średniej arytmetycznej 11,57, odchylenie standardowe wartości BZT₅ jest równe 4,36 przy średniej arytmetycznej równej 7,99, natomiast odchylenie standardowe wartości ChZT_{Cr} jest równe 22,97 przy średniej arytmetycznej równej 65,97.

Na podstawie uzyskanych wyników badań ścieków surowych i oczyszczonych obliczone zostały także współczynniki korelacji liniowych. Kalkulacje wykonano, aby przybliżyć struktury opisujące efektywność pracy oczyszczalni ścieków. Poszczególne współczynniki korelacji Pearsona przedstawiono w tabeli 2. Do opisu zjawisk kształtujących proces oczyszczania ścieków przyjęto korelacje, których moduł równy był 0,60 lub więcej.

Tabela 2. Współczynniki korelacji Pearsona w układzie zmiennych
Table 2. Pearson correlation coefficients of the variables in the system

Zmienna	Zaw. og.*	BZT ₅ *	ChZT _{Cr} *	Zaw. og.**	BZT ₅ **	ChZT _{Cr} **	Ścieki dow.	Ścieki dop.	LM***
Zaw. og.*	1,00	0,02	-0,24	0,49	0,25	0,19	0,10	-0,13	0,11
BZT ₅ *	–	1,00	0,89	0,03	0,26	0,18	-0,50	-0,14	0,29
ChZT _{Cr} *	–	–	1,00	-0,14	0,09	0,08	-0,39	-0,08	0,42
Zaw. og.**	–	–	–	1,00	0,85	0,75	0,02	0,22	0,49
BZT ₅ **	–	–	–	–	1,00	0,68	-0,14	0,21	0,43
ChZT _{Cr} **	–	–	–	–	–	1,00	-0,14	0,12	0,66
Ścieki dow.	–	–	–	–	–	–	1,00	-0,16	-0,25
Ścieki dop.	–	–	–	–	–	–	–	1,00	0,06
LM***	–	–	–	–	–	–	–	–	1,00

* – ścieki surowe, ** – ścieki oczyszczone, *** – liczba mieszkańców.

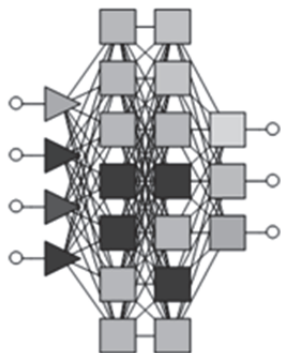
Istotne wartości zostały pogrubione.

W przypadku BZT₅ w ściekach surowych zaobserwowano silne dodatnie korelacje parametryczne i nieparametryczne w stosunku do wartości ChZT_{Cr} w ściekach surowych. Współczynnik liniowej korelacji równy był 0,89. Nie odnotowano istotnych statystycznie korelacji dotyczących oddziaływań pomiędzy którąś ze zmiennych, a ilością doprowadzanych ścieków z obszaru miasta Stawiski lub ilością ścieków dowożonych taborem asenizacyjnym.

Odnotowana została jedna istotna statystycznie dodatnia korelacja pomiędzy ilością mieszkańców, a wartością ChZT_{Cr} w ściekach oczyszczonych. Liniowy współczynnik korelacji Pearsona dla tej pary zmiennych równy był 0,66.

Uzyskane współczynniki korelacji parametrycznych pomiędzy BZT₅, ChZT_{Cr} i zawiesiną ogólną, są zbliżone do wyników uzyskanych przez Wiśniewską-Kadżajan i in. (2010). Autorzy prowadząc badania w wybranych oczyszczalniach powiatu Siedleckiego, uzyskali współczynniki korelacji parametrycznych między BZT₅ i ChZT_{Cr} wynoszące 0,79, pomiędzy BZT₅ i zawiesinami ogólnymi równe 0,52, pomiędzy ChZT_{Cr} i zawiesinami ogólnymi 0,58.

Na rysunku 2 przedstawiono strukturę najlepszego z opracowanych modeli sztucznych sieci neuronowej.



Rys.2. Model „Black Box” pracy oczyszczalni ścieków

Fig. 2. Model "Black Box" working wastewater treatment plant

Utworzone przez model matematyczne równanie empiryczne pozwala na wyznaczenie wartości poszczególnych wskaźników w ściekach oczyszczonych przy znajomości ilości ścieków dowożonych, liczby mieszkańców oraz wartości BZT₅ i ChZT_{Cr} w ściekach surowych. W modelu nie zostały ujęte dane technologiczne. Jednakże mimo to model cechował się bardzo dobrym dopasowaniem do rzeczywistych badań ścieków surowych. Analiza błędów sieci i tak zwanej dobroci dopasowania przedstawiono w tabeli 3.

Tabela 3. Podsumowanie modelu sztucznej sieci neuronowej (ścieki oczyszczone)

Table 3. Summary of artificial neural network model (treated wastewater)

Miara statystyczna	Zawiesina ogólna [mg·dm ⁻³]	BZT ₅ [mg O ₂ ·dm ⁻³]	ChZT _{Cr} [mg O ₂ ·dm ⁻³]
Średnia arytmetyczna	11,57	7,99	65,97
Odchylenie standardowe	8,85	4,24	22,33
Średni błąd	-0,07	-0,03	-0,82
Odchylenie standardowe błędu	2,29	0,52	7,86
Średni błąd bezwzględny	1,73	0,37	5,49
Iloraz odchyłeń	0,26	0,12	0,35
Korelacja	0,97	0,99	0,95

Spośród wszystkich statystyk dotyczących jakości dopasowania zmiennych rzeczywistych do modelu najważniejsze są tylko te pogrubione, mianowicie średni błąd bezwzględny i korelacja. Średni błąd bezwzględny można wyjaśnić jako dokładność wyniku uzyskanego z mode-

lu sztucznej sieci neuronowej. Natomiast współczynnik korelacji świadczy o stopniu dopasowania wartości rzeczywistych do wartości wyznaczonych w toku obliczeniowym sieci neuronowej.

Zaproponowany model matematyczny może zostać wykorzystany do obliczania wartości poszczególnych parametrów w ściekach oczyszczonych w zadanym przedziale czasowym lub może zostać wykorzystany jako narzędzie do kontroli pracy oczyszczalni ścieków poprzez odręczne podanie wartości wejściowych tj. wartości BZT_5 i $ChZT_{Cr}$ w ściekach surowych oraz ilości ścieków dowożonych i ilości mieszkańców.

Oprócz przewidywania wartości poszczególnych parametrów, sztuczne sieci neuronowe są w stanie wskazać potencjalne wielkości, które w największym stopniu wpływają na jakość ścieków oczyszczonych. Wykonywane jest to poprzez tak zwaną analizę wrażliwości sieci. Celem analizy tego typu jest badanie wpływu usunięcia poszczególnych zastosowanych zmiennych objaśniających na sumaryczny błąd sieci. Im większa wartość rangi danej zmiennej tym większy wpływ ma ta zmienna na parametry wyjściowe modelu sztucznej sieci, w analizowanym przypadku na jakość ścieków oczyszczonych. Dla badanej oczyszczalni ścieków rangi te zestawiono w tabeli 4.

Tabela 4. Analiza wrażliwości sztucznych sieci neuronowych
Table 4. The sensitivity analysis of artificial neural networks

Miara dopasowania zmiennych	BZT_5 ścieki surowe	$ChZT_{Cr}$ ścieki surowe	Ścieki dowożone	Liczba mieszkańców
Iloraz [-]	3,48	4,63	2,46	4,77
Ranga [-]	3,00	2,00	4,00	1,00

Na podstawie analizy wrażliwości potwierdzono, że największy wpływ na jakość ścieków oczyszczony ma ilość ścieków dowożonych, która uzyskała największą rangę w zaproponowanym modelu, natomiast rangę najniższą zaobserwowano dla liczby mieszkańców. Należy w tym miejscu zaznaczyć, że nie wykonano żadnych badań dotyczących jakości ścieków dowożonych, w modelu uwzględniona został jedynie ich ilość.

Ostatnią z zalet sieci neuronowych jest ich prostota w poszukiwaniu rozwiązania. Często spotykaną sytuacją jest odrzucanie przez model zmiennych, które mogą zakłócać działanie całej sieci lub zmiennych, które bardzo mocno związane są z innymi parametrami wejściowymi.

W tym wypadku model odrzucił wartość zawiesin w ściekach surowych i ilość ścieków dopływających systemem kanalizacyjnym. Odrzucenie tych zmiennych pozwoliło na uzyskanie lepszego odwzorowania zmiennych rzeczywistych.

4. Podsumowanie

Wykorzystanie narzędzi komputerowych np. programów lub pakietów do modelowania, które służy poprawie efektywności działania oczyszczalni ścieków, stacji uzdatniania wody bądź jednostkowego procesu z dziedziny inżynierii środowiska w ostatnich czasach jest coraz częściej wykorzystywane. Komputerowe wspomaganie dotyczy między innymi aplikacji pozwalających na szybkie i dokładne wykonanie analizy służącej poprawie działa w fazie eksploatacji obiektu bądź nawet wykonanie całego projektu (Piekarski, 2011). Szczególnie narzędzia statystyczne stają się przydatne w trakcie analizy danych, będących wynikiem badania eksperymentalnego. Coraz częściej oblicza się korelacje między zmiennymi, w szczególności pomiędzy tymi, którymi manipulujemy a tymi, na które ta zmiana wpłynęła lub może mieć wpływ (Dąbrowski, Piecuch 2005).

Modelowanie za pomocą sztucznych sieci neuronowych sprawdza się do prognozowania pracy obiektów opartych o procesy biologiczne. Sieci neuronowe w modelowaniu dróg migracji składników mineralnych i organicznych do środowiska wodnego jest ważnym elementem inżynierii i ochrony środowiska. Uzyskane modele matematyczne pozwalają na lepsze zrozumienie zachowania poszczególnych związków w relacji człowiek – środowisko. Uzyskane na drodze modelowania zależności pomiędzy aktywnością człowieka, a występowaniem poszczególnych zanieczyszczeń może posłużyć do ograniczenia ich emisji, poprzez wypracowanie odpowiednich technologii zapobiegających migracji substancji silnie toksycznych do wód powierzchniowych oraz uregulowań prawnych (Lek, Guegan 1999, Recknagel 2001). Warto też nadmienić, że wielu autorów uważa sztuczne sieci neuronowe (AAN) za bardzo dobre narzędzie w diagnostyce zlewni rzecznych, które umożliwia w bardzo wysokim stopniu predykcję zmian zachodzących w kompozycji chemicznej wód powierzchniowych (Raković i in. 2010). Jak wykazują w swoich badaniach Dogan i in. (2009) nad modelowaniem biologicznego zapotrzebowania na tlen (BZT₅) w rzece Melen (Turcja) sztuczne sieci neuronowe pozwoliły na stworzenie modelu, który pozwolił na stosunkowo

dokładne odzwierciedlenie zmian zachodzących w układzie zmiennych. Uzyskany przez badaczy współczynnik determinacji pomiędzy estymowanym, a obserwowanym BZT₅ równy był około 0,88 co świadczy o dużym dopasowaniu zaproponowanego modelu do rzeczywistych zmian zachodzących w środowisku. Podobne wyniki przy modelowaniu jakości wód rzecznych uzyskali Singh i in. (2009) w rzece Gomti. Autorzy w zaproponowanym modelu wykazali, że sztuczne sieci neuronowe są zdolne do prawidłowej predykcji trendów zmian poszczególnych składników (BZT₅ i tlen rozpuszczony) w znacznym interwale czasowym. Tego typu podejście również pozwoliło na wyznaczenie punktów, w których mogą występować zwiększone dostawy BZT₅. Kolejnym przykładem zastosowania sztucznych sieci neuronowych może być ich wykorzystanie do przewidywania miesięcznego stężenia azotu całkowitego. Takiego typu badania przeprowadzone zostały przez He i in. (2011) w 59 zlewniach rzecznych Japonii. W badaniach uzależniono stężenie azotu ogólnego od sposobu użytkowania terenu, wykorzystywanych nawozów oraz od warunków hydrometeorologicznych. Uzyskane przez badaczy współczynniki determinacji dla różnych grup zlewni mieściły się w przedziale od 0,94 do 0,98 co świadczy o prawie pełnym odwzorowaniu zachowania azotu w badanych zlewniach.

Wykorzystanie sztucznych sieci neuronowych związane jest z pewnym ryzykiem, które wynika z charakteru składników jakie będą poddawane estymacji. Na zmiany poszczególnych składników wpływa prawie niemożliwa do jednoznacznego określenia liczba zmiennych (Jiang i in. 2013). Podejście proablalistyczne do modelowania pracy oczyszczalni ścieków wykorzystali w swoich badaniach Dellana i West (2009) porównując dwa modele – liniowy i nieliniowy. Z uzyskanych wyników modelowania badacze wywnioskowali, że nieliniowy model pracy obiektu pozwala na dokładniejszą predykcję jakości ścieków oczyszczonych w dłuższym interwale czasowym, co jak podkreślają jest szczególnie ważne z punktu stanu wód, które odbierają zrzuty ścieków oczyszczonych. Podobne wnioski w swoje pracy przedstawili Hamed i in. (2004). Badacze podkreślają, że bardzo ważna jest ilość zmiennych wchodzących do analizy w modelu. Jak zauważają, wraz ze zwiększeniem ilości rozpatrywanych parametrów wzrosnąć może dokładność modelu matematycznego.

5. Wnioski

1. Za pomocą sieci neuronowej wykonana została klasyfikacja składników wpływających na wartość BZT_5 , $ChZT_{Cr}$ i zawiesin ogólnych w ściekach oczyszczonych.
2. Sieć neuronowa z dużą dokładnością odwzorowała zmiany składników oczyszczonych.
3. Uzyskany model może posłużyć do predykcji parametrów ścieków oczyszczonych w zależności od zadanych wielkości wejściowych.
4. Analiza wag poszczególnych zmiennych uwidoczniała, te które wpływają w największym stopniu na jakość ścieków oczyszczonych.

Literatura

- Dąbrowski, T., Piecuch, T. (2005). Matematyczny opis technologii podczyszczania ścieków z zakładu przetwórstwa ryb. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 7, 71-98.
- Dellan, S. S., West D. (2009). Predictive modeling for wastewater applications: Linear and nonlinear approaches. *Environmental Modeling & Software*, 24, 96-106.
- Długosz, J., Gawdzik, J. (2013). Ocena skuteczności funkcjonowania oczyszczalni ścieków w Barczy (woj. Świętokrzyskie), *Proceedings of ECOpole*, 7(1), 311-317.
- Dogan, E., Sengorur, B., Koklu, R. (2009). Modeling biological oxygen demand of the Melen River in Turkey using an artificial neural network technique, *Journal of Environmental Management*, 90, 1229-1235.
- Hamed, M. H., Khalafallah, M. G., Hassanien, E. A. (2004). Prediction of wastewater treatment plant performance using artificial neural networks. *Environmental Modeling & Software*, 19, 919-928.
- He, B., Oki, T., Sun, F., Komori, D., Kanae, S., Wang, Y., Kim, H., Yamazaki, D. (2011). Estimating monthly total nitrogen concentration in streams by using artificial neural network, *Journal of Environmental Management*, 92, 172-177.
- Lek, S., Guegan, J. F. (1999). Artificial neural networks as a tool in ecological modeling an introduction, *Ecological Modeling*, 120, 65-73.
- Mjalli, F. S., Al-Asheh, S., Alfadala, H. E. (2007). Use of artificial neural network black-box modeling for prediction of wastewater treatment plants performance, *Journal of Environmental Management*, 83, 329-338.
- Moreno-Alfonso, N., Redondo, C. (2001). Intelligent wastewater treatment with neural-networks. *Water Policy*, 3, 267-271.

- Piekarski, J. (2011). Zastosowanie metod numerycznych do modelowania procesu filtracji grawitacyjnej. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 13, 315-332.
- Przybyła, C., Bykowski J., Filipiak J. (2009). Efektywność funkcjonowania gminnych oczyszczalni ścieków, *Rocznik Ochrona Środowiska*, 11, 231-239.
- Raković, V., Radulović, J., Radojević, I., Ostojić, A. Comić, L. (2010). Neural Network modeling of dissolved oxygen in the Gruza reservoir, Serbia, *Ecological Modeling*, 221, 1239-1244.
- Recknagel, F. (2001). Applications of machine learning to ecological modeling, *Ecological Modeling*, 146, 303-310.
- Singh, K. P., Basant, A., Malik, A., Jain, G. (2009). Artificial neural network modeling of the river water quality – A case study, *Ecological Modeling*, 220, 888-895.
- Wiśniewska-Kadzaján, B., Jankowski, K., Sosnowski, J. (2010). Skuteczność oczyszczania ścieków komunalnych w wybranych oczyszczalniach powiatu Siedleckiego. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, 52, 32-41.

Using Artificial Neural Networks for Modeling Wastewater Treatment in Small Wastewater Treatment Plant

Abstract

The aim of this study was to develop a model of "Black Box" for Municipal Wastewater Treatment Plant in Stawiskach. This sewage treatment plant based on of population equivalent (pe) is among the objects from the second group, in accordance with the Regulation of the Minister of Environment of 11 November 2014, in which monitoring of the effluent includes the amount of total suspended solids, BOD₅ and COD. A mathematical model was developed based on research conducted in the years 2005-2013, which concerned the quality of raw sewage and sewage. In the model as input variables takes into account the number of inhabitants of the village, the amount of sewage influent sewer system and the amount of waste imported from the city. The developed neural network showed a very good fit to the actual parameters. Developed regression model was characterized by a good fit to the observed predicted values. The correlation coefficients obtained for these couples variables were equal to 0.99 BOD, COD norm of 0.94 and 0.97 for total suspended solids, with values of average absolute error for each variable equal to 0.37; 5.49 and 1.72.

Streszczenie

Celem pracy było opracowanie modelu „Black Box” dla Miejskiej Oczyszczalni Ścieków w Stawiskach. Badana oczyszczalnia ścieków na podstawie równoważnej liczby mieszkańców (RLM) zaliczana jest do obiektów z II grupy, zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z 11 listopada 2014 roku, w których monitoring jakości ścieków oczyszczonych obejmuje ilość zawiesin ogólnych, BZT₅ i ChZT_{Cr}. Model matematyczny został opracowany na podstawie badań prowadzonych w latach 2005-2013, które dotyczyły jakości ścieków surowych i oczyszczonych. W modelu jako zmienne wejściowe uwzględniono ilość mieszkańców miejscowości, ilość ścieków dopływających systemem kanalizacyjnym oraz ilość ścieków dowożonych. Opracowana sieć neuronowa wykazywała bardzo dobre dopasowanie do parametrów rzeczywistych. Opracowany model regresyjnym odznaczał się dobrym dopasowaniem wartości przewidywanych do obserwowanych. Współczynniki korelacji uzyskane dla tych par zmiennych równe były dla BZT₅ 0,99, dla ChZT_{Cr} 0,94 i dla zawiesin ogólnych 0,97, przy wartościach średniego błędu bezwzględnego równego dla poszczególnych zmiennych odpowiednio 0,37; 5,49 i 1,72.

Słowa kluczowe:

oczyszczalnia ścieków, model black box, sztuczne sieci neuronowe

Keywords:

wastewater treatment plant, model black box, artificial neural networks



Wykorzystanie słomy kukurydzianej do produkcji bioetanolu II generacji

Małgorzata Smuga-Kogut
Politechnika Koszalińska

1. Wstęp

Biopaliwa płynne to nośniki energii potrzebne do ograniczenia uzależnienia świata od ropy naftowej i uporania się ze zmianami klimatycznymi (Borowski i in. 2014). Bioetanol II generacji to paliwo płynne wykorzystywane w transporcie zgodnie z zasadami zrównoważonego rozwoju, ponieważ zarówno proces jego wytwarzania jak i spalanie etanolu w silnikach przyczynia się do zmniejszenia emisji CO₂ do atmosfery (Pawłowski & Cao 2014; Stopa i in. 2009). Dotychczas biopaliwa płynne wytwarzane z niespożywczych celulozowych materiałów roślinnych nie mogły być produkowane na skalę przemysłową, ze względu na duże przeszkody ekonomiczne i technologiczne (Uihlein & Schbe 2009, Szymanowska-Powałowska i in. 2014, Mazurkiewicz i in. 2013).

Coraz częściej naukowcy skupiają się nad opracowaniem technologii produkcji bioetanolu celulozowego w każdym regionie świata, korzystając z regionalnych zasobów biomasy, co ma wpłynąć na obniżenie kosztów surowcowych i poprawić wydajność oferowanej technologii, pozostawiając najmniejsze ślady w środowisku przyrodniczym. Kompleksowe zagospodarowanie odpadów lignocelulozowych pochodzących np. z rolnictwa powinno uwzględniać wykorzystanie danego surowca w jak największej ilości. Daje to gwarancję pełnej opłacalności inwestycji i jest ważne z uwagi na wyczerpujące się zasoby naturalne (Foszcz & Sztaba 1999). Bioetanol może być produkowany z biomasy lignocelulozowej przy zastosowaniu 3 procesów: obróbki wstępnej materiału, hy-

drolizy enzymatycznej i fermentacji (Saddler i in. 1993, Sun & Cheng 2002, Mosier i in. 2005).

Stosowanie technologii produkcji bioetanolu celulozowego wymaga przełomowych zmian w całym procesie wytwarzania tego biopaliwa. Dlatego też istnieje potrzeba opracowania wydajnej i nieszkodliwej dla środowiska obróbki wstępnej, która pozwoli przekształcić ligninocelulozę w cukry proste podlegające fermentacji alkoholowej.

Do jednej z takich metod można zaliczyć obróbkę wstępną biomasy cieczami jonowymi. Są to rozpuszczalniki organiczne „przyjazne dla środowiska”, które ze względu na swoje właściwości zaliczane są do grupy „zielonych rozpuszczalników” (Hayes 2009). Celem ich stosowania w obróbce wstępnej biomasy jest oddzielenie ligniny od celulozy oraz zmiana struktury celulozy z silnie krystalicznej na amorficzną. Umożliwia to łatwiejszy dostęp do łańcuchów wielocukru dla enzymów, które w kolejnym etapie produkcji bioetanolu hydrolizują wiązania powodując rozpad celulozy do cukrów prostych i dwucukrów. Niewątpliwą zaletą cieczy jonowych jest możliwość ich odzysku po obróbce wstępnej i ponowne wykorzystanie (Brandt i in. 2013).

Obróbka wstępna jest kluczowym momentem procesu wytwarzania etanolu celulozowego i decyduje o powodzeniu całej technologii. Ciecze jonowe to alternatywa dla rozpuszczalników chemicznych stosowanych dotychczas, które są toksyczne, a użycie ich powoduje powstawanie szkodliwych i trudnych w utylizacji produktów ubocznych. Z tych względów za cel doświadczenia przyjęto wytworzenie bioetanolu ze słomy żytniej przy wykorzystaniu obróbki wstępnej cieczami jonowymi.

2. Materiały i metody

Słoma kukurydziana wykorzystana w doświadczeniu pochodziła z gospodarstwa rolnego położonego w województwie zachodniopomorskim, w którym stosuje się konwencjonalne metody uprawy zbóż. Została poddana rozdrobnieniu w młynku koloidalnym do wielkości około 0,5-1 mm. W tej postaci poddano ją obróbce wstępnej z zastosowaniem różnych cieczy jonowych. W surowcu oznaczono zawartość suchej masy, ligniny Klasona i celulozy (Krutul 2002).

Ciecze jonowe wykorzystane w obróbce wstępnej to octan 1-etylo-3-metyloimidazoliowy i chlorek 1-etylo-3-metyloimidazoliowy (firmy IoliTech). Są to rozpuszczalniki ciekłe w temperaturze pokojowej.

Do hydrolizy enzymatycznej użyto preparatów enzymatycznych: celulazy z *Trichoderma reesei* (Sigma Aldrich) oraz celobiohydrolazy z *Aspergillus niger* (Novozym 188). Proces scukrzania słomy kukurydzianej prowadzono przez 72 h w temperaturze 50°C. Podczas hydrolizy co 12 h pobierano próbki do badania przyrostu cukrów redukujących, które oznaczano metodą spektrofotometryczną z wykorzystaniem odczynnika DNS (Ghose 1987).

Następnie hydrolizaty poddano dekantacji i fermentacji alkoholowej, do której wykorzystano drożdże *Saccharomyces cerevisiae* Ethanol Red (firmy Lesaffe). Próbki fermentowano przez 72 h w temperaturze 37°C, a po procesie oznaczano w nich zawartość alkoholu etylowego. Do tego celu wykorzystano szybkie testy na zawartość alkoholu etylowego (firmy BOEHRINGER MANNHEIM) (<http://www.hottay.ru/>).

Proces produkcji alkoholu etylowego ze słomy kukurydzianej został przeprowadzony trzykrotnie, a wyniki zawartości cukrów redukujących i alkoholu etylowego w poszczególnych próbach, stanowią średnią z 3 powtórzeń.

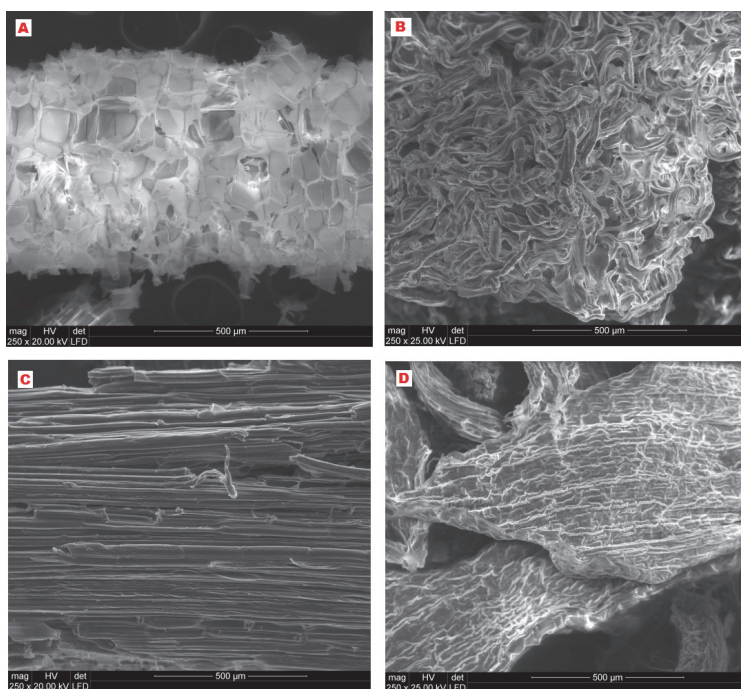
Próbki słomy kukurydzianej przed i po obróbce wstępnej cieczami jonowymi poddano badaniu morfologii struktury włókien celulozowych przy wykorzystaniu skaningowego mikroskopu elektronowego FEI Quanta 200 Mark 2.

3. Wyniki i dyskusja

Obróbka wstępna biomasy ligninocelulozowej z zastosowaniem cieczy jonowych to innowacyjny proces, którego mechanizm nie jest jeszcze do końca poznany. Jedną z najważniejszych zadań obróbki wstępnej jest ułatwienie dostępu do celulozy i hemicelulozy, które są substratami w pozyskiwaniu cukrów fermentujących (prostych) wykorzystywanych do produkcji bioetanolu. Słoma kukurydziana wykorzystana w badaniach to materiał, który zawierał około 38,7% celulozy i 19,3% ligniny. Została ona oczyszczona przy wykorzystaniu dwóch cieczy jonowych: octanu 1-etylo-3-metyloimidazoliowym i chlorku 1-etylo-3-metyloimidazoliowym. Wpływ cieczy jonowych na strukturę włókien celulozowych słomy kukurydzianej przedstawiono na rysunku 1. Działanie cieczy jonowych spowodowało przegrupowanie uporządkowanych włókien celulozowych i rozluźnienie struktury słomy kukurydzianej.

Przy czym wyraźniejsze efekty uzyskano podczas obróbki wstępnej octanem 1-etylo-3-metyloimidazoliowym (rys. 1. B). Wynika to przede wszystkim ze specyfiki tej cieczy jonowej, która jest wykorzystywana właśnie do rozszczepiania wiązań wodorowych pomiędzy cząsteczkami celulozy i lepiej rozpuszcza ligninę niż chlorek 1-etylo-3-metyloimidazoliowy.

Na podstawie badań symulacyjnych przeprowadzonych przez Liu i in. (2010) stwierdzić można, że na polepszenie rozpuszczalności celulozy w cieczach jonowych mają kationy hydrofobowe, które oddziałują z cząsteczkami glukopiranozy we włóknach celulozowych.

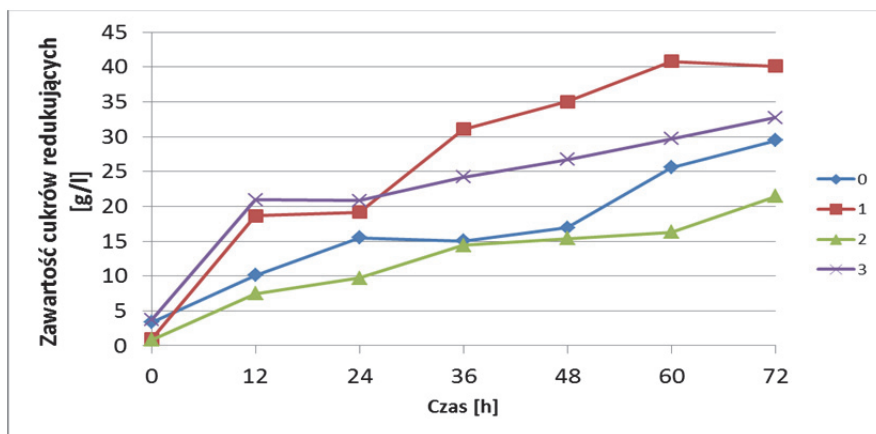


Rys. 1. Obraz SEM słomy kukurydzianej (pow. 250x): A – przed obróbką wstępną cieczą jonową; B – po obróbce wstępnej cieczą jonową EMIMOAc; C – po obróbce wstępnej cieczą jonową EMIMCl; D – po obróbce wstępnej cieczami jonowymi EMIMOAc i EMIMCl

Fig. 1. SEM image of corn stover (zoom 250x): A – prior to ionic liquid pretreatment; B – after ionic liquid EMIMOAc pretreatment; C – after ionic liquid EMIMCl pretreatment; D – after ionic liquids EMIMOAc and EMIMCl pretreatment

Ciecz jonowa EMIMCl jest wykorzystywana do rozpuszczania czystej celulozy i powoduje zmianę jej struktury z krystalicznej na amorficzną. Dlatego też na rysunku 1.C można zauważyć powierzchniowe zmiany na włóknach celulozowych, które jednak nie uległy rozpadowi na pojedyncze cząstki. Podobne efekty uzyskano prowadząc obróbkę dwoma cieczami jonowymi (rys. 1. D). Wang i in. (2012) udowodnili, że za różnicę w rozpuszczalności celulozy może odpowiadać kation, który wpływa na solwatację celulozy i przerwanie wiązań wodorowych pomiędzy włóknami polimeru.

Dzięki zastosowaniu obróbki wstępnej cieczami jonowymi znacznie poprawiła się wydajność hydrolizy enzymatycznej słomy kukurydzianej. Ma to związek z lepszym dostępem enzymów celulozowych do surowca i ułatwieniu w rozpadzie wiązań pomiędzy cząsteczkami glukozy i celobiozy. Singh i in. (2009) badali wpływ octanu 1-etylo-2-metyloimidazoliowego na proso różgowe. Po 2 h inkubacji w tej cieczy jonowej nastąpiło zerwanie wiązań pomiędzy włóknami celulozy i zmniejszenie zawartości ligniny po obróbce wstępnej.



Rys. 2. Zawartość cukrów redukujących uzyskanych po procesie hydrolizy enzymatycznej: 0 – słoma kukurydziana (próbka kontrolna); 1 – słoma kukurydziana po EMIMOAc; 2 – słoma kukurydziana po EMIMCl; 3 – słoma kukurydziana po EMIMOAc i EMIMCl

Fig. 2. The content of reducing sugars after enzymatic hydrolysis in each sample: 0 – corn stover (control); 1 – corn stover after ionic liquid EMIMOAc pretreatment; 2 – corn stover after ionic liquid EMIMCl pretreatment; 3 – corn stover after ionic liquids EMIMOAc and EMIMCl pretreatment

Hydrolyza enzymatyczna słomy kukurydzianej dla wszystkich wariantów prowadzona była w systemie 3-dobowym, przy czym co 12 h mierzono zawartość cukrów redukujących w próbkach, w celu zbadania postępu procesu. Największą zawartość cukrów redukujących uzyskano w próbce słomy kukurydzianej, którą uprzednio poddano obróbce wstępnej z zastosowaniem octanu 1-etylo-3-metyloimidazoliowym. Wartość ta była równa 40 g/l, dla porównania w próbce słomy kukurydzianej nie poddanej obróbce wstępnej uzyskano 27,5 g/l cukrów prostych po hydrolyzie enzymatycznej. Najniższą zawartość cukrów redukujących zaobserwowano w próbce słomy, która była oczyszczona chlorkiem 1-etylo-3-metyloimidazoliowym, gdzie uzyskano jedynie 21 g/l tych cukrów (rys. 2). Zastosowana ciecz jonowa nie wpłynęła na zwiększenie się cukrów redukujących po hydrolyzie, co potwierdza fakt, że nie jest ona dobrym rozpuszczalnikiem dla materiałów, które oprócz celulozy zawierają również ligninę. Dla takich materiałów korzystniej jest stosować obróbkę wstępną z zastosowaniem octanu 1-etylo-3-metyloimidazoliowym, który nie tylko powoduje zmianę struktury celulozy ale również oddziela ligninę od celulozy, przez co łatwiej ją usunąć po obróbce wstępnej. Öhgren i in. (2007) udowodnili, że inhibitorami w procesie hydrolyzy enzymatycznej mogą być produkty tego procesu. W związku z tym endo- i egzoglukanaza może być hamowana przez celobiozę, a β -glukozydaza jest hamowana przez glukozę.

W trzecim doświadczeniu słomę kukurydzianą poddano oczyszczaniu z zastosowaniem 2 cieczy jonowych. Najpierw inkubowano materiał z octanem 1-etylo-3-metyloimidazoliowym, a następnie po wytrąceniu z cieczy jonowej celulozy, poddano ją powtórnej obróbce z zastosowaniem chlorku 1-etylo-3-metyloimidazoliowym. Po hydrolyzie enzymatycznej próbek słomy kukurydzianej oczyszczonej dwoma cieczami jonowymi uzyskano zawartość cukrów redukujących na poziomie 32,5 g/l. Niższa zawartość cukrów redukujących, niż w przypadku oczyszczania tego materiału tylko EMIMOAC może wynikać z trudności przenikania enzymów w wewnątrz włókien celulozowych, które po obróbce drugą cieczą jonową stwardniały i połączyły się w zwartą kulistą strukturę. Przez to przypuszczać można, że działalność enzymów mogła odbywać się jedynie na powierzchni celulozowych bryłek. Na obniżenie wydajności hydrolyzy i fermentacji wpłynąć mogą również związki toksyczne pochodzące z rozkładu hemicelulozy (Oliva i in. 2003). Rodzaj i ilość

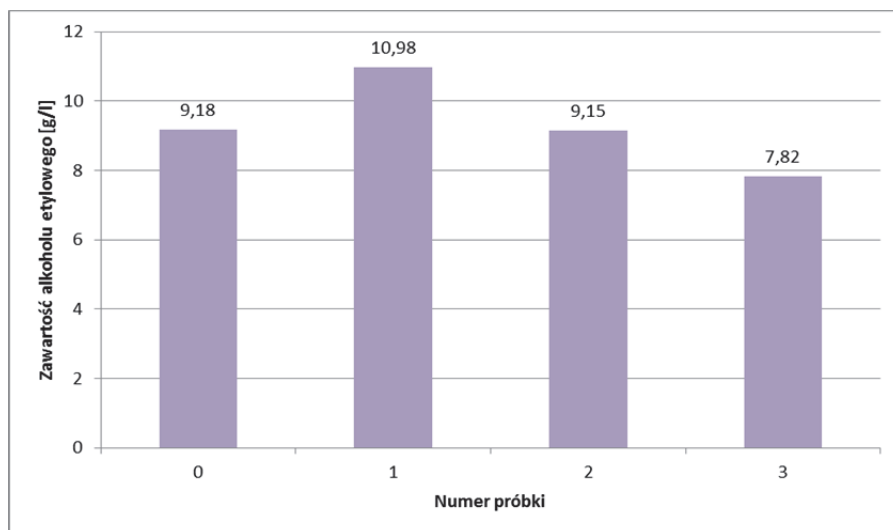
generowanych związków toksycznych zależy często od rodzaju surowca i zastosowanej obróbki wstępnej. Produkty uboczne pochodzące z obróbki wstępnej biomasy ligninocelulozowej można podzielić na kilka grup: kwasy karboksylowe, furany i związki fenolowe. Wśród nich najczęściej występujący jest HMF (hydroksymetylofurfural) powstający podczas degradacji pentoz i heksoz (Palmqvist & Hahn-Hägerdal 2000).

Zbliżone zawartości cukrów prostych otrzymali Öhgren i in. (2007), którzy do obróbki wstępnej słomy kukurydzianej wykorzystali parę wodną z 3% dodatkiem SO₂. W wyniku rozkładu enzymatycznego otrzymali ok. 36,7 g/l glukozy po 120 h hydrolizy. Natomiast zawartość etanolu po 144 h fermentacji była równa 16,8 g/l.

Po hydrolizie enzymatycznej próbki poddano fermentacji alkoholowej z zastosowaniem drożdży *S. cerevisiae* Ethanol Red przez 72 h. Po tym czasie zmierzono zawartość alkoholu etylowego w poszczególnych próbkach, w celu zbadania wpływu zastosowanych cieczy jonowych na zawartość alkoholu etylowego. We wszystkich analizowanych wariantach zawartość etanolu była zbliżona, przy czym największą zawartość uzyskano w próbce słomy kukurydzianej oczyszczonej octanem 1-etylo-3-metyloimidazoliowym. W próbce kontrolnej oraz w próbce słomy kukurydzianej oczyszczonej chlorkiem 1-etylo-3-metyloimidazoliowym stężenie etanolu było około 9,1 g/l. Najniższą zawartość alkoholu etylowego zaobserwowano w próbce słomy kukurydzianej oczyszczonej dwoma cieczami jonowymi (rys. 3). Przyczyną może być tutaj generowanie się oprócz cukrów redukujących, inhibitorów drożdży, które spowodowały obumieranie komórek tych mikroorganizmów.

W badaniach obróbki wstępnej słomy pszenicznej cieczą jonową – fosforanem 1-etylo-3-metyloimidazoliowym wydajność cukrów redukujących wyniosła 54,8% po 30 min inkubacji materiału w 130°C (Li i in. 2009). Ponadto zastosowanie cieczy jonowej miało korzystny wpływ na stężenie alkoholu etylowego po fermentacji i nie zahamowało rozwoju komórek drożdży *S. cerevisiae* (Li i in. 2009).

W celu wykorzystania cieczy jonowych w skali przemysłowej do obróbki wstępnej biomasy ligninocelulozowej konieczne są dalsze badania, które poprawią ekonomikę procesu. Zmniejszenie kosztów produkcji bioetanolu może nastąpić poprzez opracowanie syntezy nowych cieczy jonowych dla obróbki wstępnej biomasy oraz metod ich recyklingu (Alvira i in. 2010). Ponadto szybki rozwój firm produkujących cieczy jonowe to szansa i ogromny potencjał dla rozwoju biorafinerii celulozowych.



Rys. 3. Zawartość bioetanolu po fermentacji alkoholowej:

0 – słoma kukurydziana (próbka kontrolna); 1 – słoma kukurydziana po EMIMOAc; 2 – słoma kukurydziana po EMIMCl; 3 – słoma kukurydziana po EMIMOAc i EMIMCl

Fig. 3. The content of bioethanol after alcoholic fermentation in each sample:

0 – corn stover (control); 1 – corn stover after ionic liquid EMIMOAc pretreatment; 2 – corn stover after ionic liquid EMIMCl pretreatment; 3 – corn stover after ionic liquids EMIMOAc pretreatment

4. Wnioski

1. Ciecz jonowa korzystnie wpływa na strukturę krystaliczną celulozy, powodując jej rozluźnienie oraz zwiększenie miejsc dostępnych dla enzymów celulolitycznych. Octan 1-etylo-3-metyloimidazoliowy oddziela częściowo ligninę od pozostałych składników słomy żytniej i nie stanowi bariery dla działania enzymów celulolitycznych oraz drożdży wykorzystywanych w badaniach.
2. Największe stężenie cukrów redukujących uzyskano po hydrolizie enzymatycznej słomy kukurydzianej oczyszczonej cieczą jonową EMIMOAc.
3. W próbce słomy żytniej oczyszczonej cieczą jonową EMIMOAc stężenie etanolu wynosiło 10,98 g/l, a stężenie etanolu w próbce słomy kukurydzianej oczyszczonej cieczą jonową EMIMCl było równe 9,15 g/l.

4. Badanie wydajności hydrolizy enzymatycznej słomy żytniej po obróbce wstępnej cieczami jonowymi pozwoliło na porównanie tych dwóch metod obróbki wstępnej. Korzystniejszym sposobem oczyszczania materiałów ligninocelulozowych było stosowanie octanu 1-etylo-3-metyloimidazoliowego niż chlorku 1-etylo-3-metyloimidazoliowego, ze względu na większą zawartość cukrów redukujących po hydrolizie enzymatycznej.

Literatura

- Alvira, P., Tomás-Pejó, E., Ballesteros, M., Negro, M. J. (2010). Pretreatment technologies for an efficient bioethanol production process based on enzymatic hydrolysis: a review. *Bioresource Technology*, 101, 4851-4861.
- Boehringer Mannheim/R-Biopharm. *Ethanol UV-method, Simplified procedure for the determination of ethanol in alcoholic beverages*, http://www.hottay.ru/Files/ethanol_englisch_10176290035.pdf
- Borowski, P., Gawron, J., Golisz, E., Kupczyk, A., Piechocki, J., Powalka, M., Redlarski, G., Samson-Bręk, I., Sikora, M., Szwarz, M., Tucki, K. (2014). *Influence of CO₂ emissions reduction on functioning the biofuels sectors for transport in Poland (Wpływ redukcji emisji CO₂ na funkcjonowanie sektorów biopaliw transportowych w Polsce)*. Warszawa: Oficyna Wydawniczo-Poligraficzna ADAM, ISBN 978-83-7821-084-9.
- Brandt, A., Gräsvik, J., Hallett, J. P., Welton, T. (2013). Deconstruction of lignocellulosic biomass with ionic liquid. *Green Chemistry*, 15, 550, doi: 10.1039/c2gc36364j.
- Foszcz, D., Sztaba, K.S. (1999). Bezpieczne składowanie odpadów integralną częścią kompleksowego zagospodarowania surowców. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi*, 15 (zeszyt specjalny), 21-31.
- Ghose, T.K. (1987). Measurement of cellulases activities. *Pure and Applied Chemistry*. 59 (2), 257-268. doi:10.1351/pac198759020257.
- Hayes, D. J. (2009). An examination of bioraffining process, catalysts and challenges. *Catalysis Today*, 145, 138-151.
- Krutul, D. (2002). *Ćwiczenia z chemii drewna oraz wybranych zagadnień z chemii organicznej (Wydanie 2)*. Warszawa: Wydawnictwo SGGW.
- Li, Q., He, Y. C., Xian, M., Jun, G., Xu, X., Yang, J. M., Li, L. Z. (2009). Improving enzymatic hydrolysis of wheat straw using ionic liquid 1-ethyl-3-methyl imidazolium diethyl phosphate pretreatment. *Bioresource Technology*, 100, 3570-3575.
- Liu, H., Sale, K. L., Holmes, B. M., Simmons, B. A., Singh, S. (2010) Understanding the interactions of cellulose with ionic liquids: a molecular dynamics study. *Journal of Physical Chemistry B*, 114, 4293-4301.

- Mazurkiewicz, M., Malata, G., Uliasz-Bocheńczyk, A. (2013). Charakterystyka wybranych odpadów ze zgazowania węgla. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi*, 29, 4, 119-127. doi: 10.2478/gospo-2013-0048
- Mosier, N., Wyman, C., Dale, B., Elander, R., Lee, Y. Y., Holtzapple, M., Ladisch, M. (2005). Features of promising technologies for pretreatment of lignocellulosic biomass. *Bioresource Technology*, 96, 673-686.
- Oliva, J. M., Sáez, F., Ballesteros, I., González, A., Negro, M. J., Manzanares, P., Ballesteros, M. (2003). Effect of lignocellulosic degradation compounds from steam explosion pretreatment on ethanol fermentation by thermotolerant yeast *Kluyveromyces marxianus*. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 105, 141-154.
- Öhgren, K., Bura, R., Saddler, J., Zacchi, G. (2007). Effect of hemicellulose and lignin removal on enzymatic hydrolysis of steam pretreated corn stover. *Bioresource Technology*, 98, 2503-2510.
- Palmqvist, E., Hahn-Hägerdal, B. (2000). Fermentation of lignocellulosic hydrolysates II: inhibitors and mechanism of inhibition. *Bioresource Technology*, 74, 25-33.
- Pawłowski, A., Cao, Y. (2014). Rola CO₂ w ekosystemie Ziemi i możliwości sterowania przepływami CO₂ pomiędzy podsystemami. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi*, 30, 4, 5-20. doi: 10.2478/gospo-2014-0037.
- Rodrigues, J., Faix, O. & Pereira, H. (1999). Improvement of the acetyl bromide method for lignin determination within large scale screening programmes. *European Journal of Wood & Wood Products/Holz als Roh- und Werkstoff*, 57, 341-345. doi:10.1007/s001070050355.
- Saddler, J. N., Ramos, L. P., Breuil, C. (1993). Steam pretreatment of lignocellulosic residue. *Biotechnology and Agricultural Series*, 9, 73-91.
- Singh, S., Simmons, B. A., Vogel, K. P. (2009). Visualization of biomass solubilization and cellulose regeneration during ionic liquid pretreatment of switchgrass. *Biotechnology Bioenergy*, 104, 68-75.
- Stopa, J., Zawisza, L., Wojnarowski, P., Rychlicki, S. (2009). Potencjalne możliwości geologicznej sekwestracji i składowania dwutlenku węgla w Polsce. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi*, 25, 1, 169-185.
- Styszko, L., Majewski, A. (2010). Słoma kukurydziana jako surowiec do produkcji biogazu. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 12, 191-206.
- Sun, Y., Chen, J. (2002). Hydrolysis of lignocellulosic materials for ethanol production: A review. *Bioresource Technology*, 83, 1-11.
- Szymanowska-Powałowska, D., Lewandowicz, G., Kubiak, P., Błaszczak, W. (2014). Stability of the process of simultaneous saccharification and fermentation of corn flour. The effect structural changes of starch by stillage recycling and scaling up of the process. *Fuel*, 119, 328-334.

- Uihlein, A, Schbek, L. (2009). Environmental impacts of a lignocellulosic feedstock biorefinery system: an assessment. *Biomass and Bioenergy*, 33, 793-802.
- Wang, H., Gurau, G., Rogers, R. D. (2012). Ionic liquid processing of cellulose. *Chemical Society Reviews*, 41, 1519-1537.

The Utilization of the Corn Stover in Production of the Second Generation Biofuel

Abstract

Corn stover, which occurs in Poland in large amounts, is a potential raw material for production of biofuels (Styszko, Majewski, 2010). Until now, staple food (food ingredients), cereals, potatoes or sugar beets have been used for biofuel production (Kupczyk, Wojdalski, 2010). However, more often, other methods employing lignocellulosic material and acids or bases are applied for ethanol production; however, these methods are not so efficient and their application carries a potential environmental risk. An application of methods that are safe (i.e. methods with minimized production of toxic waste after processing) and could be recycled sound like a better solution in this situation. As an example of such methods, we can propose techniques based on ionic fluids belonging to a group of “green solvents”.

Therefore, in this study we evaluated an applicability of preprocessing phase using 1-ethyl-3-methylimidazolium acetate and 1-ethyl-3-methylimidazolium chloride in the process of biofuel production from corn stover. The study included determination of properties of corn stover (dry mass, cellulose and lignin content), preprocessing of corn stover using various ionic liquids, enzymatic hydrolysis of corn stover and alcohol fermentation.

Ionic liquids beneficially affect the crystal structure of cellulose, leading to crystal structure loosening and increase in areas available for cellulosic enzymes. We noticed that 1-ethyl-3-methylimidazolium acetate initially separated lignin from other content of corn stover and had no negative effect on the action of cellulosic enzymes and yeasts.

The study of efficiency of enzymatic hydrolysis of rye stover after preprocessing with ionic liquids allowed to make comparison between above-mentioned preprocessing methods. More beneficial cleaning process of lignocellulosic material was observed for 1-ethyl-3-methylimidazolium acetate. This beneficial effect resulted from higher amount of reducing sugars after enzymatic hydrolysis.

It was also found that the use of ionic liquid – 1-ethyl-3-methylimidazolium acetate – improved the yield of biofuel production from corn stover.

Streszczenie

Słoma kukurydziana to potencjalny surowiec do produkcji biopaliw, który w Polsce występuje w znacznych ilościach (Styszko, Majewski, 2010). Dotychczas do produkcji bioetanolu wykorzystuje się surowce żywnościowe takie jak: ziarna zbóż, buraki cukrowe czy ziemniaki (Kupczyk, Wojdalski, 2010). Znane są również metody produkcji tego paliwa z surowców ligninoce-lulozowych z zastosowaniem kwasów lub zasad, ale ich stosowanie zagraża środowisku, a ponadto metody te są mało wydajne. Korzystniejszym rozwiązaniem byłoby stosowanie do obróbki wstępnej biomasy takich metod, które nie wpłynęłyby na generowanie toksycznych odpadów po procesie lub które można byłoby poddać recyklingowi. Do takiej grupy metod należy stosowanie obróbki wstępnej biomasy przy użyciu cieczy jonowych, należących do grupy: „zielonych rozpuszczalników”.

Z tych powodów celem badań była ocena przydatności obróbki wstępnej octanem 1-etylo-3-metyloimidazolu i chlorkiem 1-etylo-3-metyloimidazolu w procesie otrzymywania bioetanolu ze słomy kukurydzianej. Zakres pracy obejmował badanie właściwości słomy kukurydzianej (sucha masa, zawartość celulozy i ligniny), obróbkę wstępną słomy kukurydzianej z zastosowaniem różnych cieczy jonowych, hydrolizę enzymatyczną słomy kukurydzianej oraz fermentację alkoholową.

Ciecze jonowe korzystnie wpływają na strukturę krystaliczną celulozy, powodując jej rozluźnienie oraz zwiększenie miejsc dostępnych dla enzymów celulolitycznych. Octan 1-etylo-3-metyloimidazoliowy oddziela wstępnie ligninę od pozostałych składników słomy kukurydzianej i nie stanowi bariery dla działania enzymów celulolitycznych oraz drożdży wykorzystywanych w badaniach.

Badanie wydajności hydrolizy enzymatycznej słomy żytniej po obróbce wstępnej cieczami jonowymi pozwoliło na porównanie tych dwóch metod obróbki wstępnej. Korzystniejszym sposobem oczyszczania materiałów ligninoce-lulozowych było stosowanie octanu 1-etylo-3-metyloimidazoliowego niż chlorku 1-etylo-3-metyloimidazoliowego, ze względu na większą zawartość cukrów redukujących po hydrolizie enzymatycznej.

W wyniku przeprowadzonych badań stwierdzono również, że użycie cieczy jonowej – octanu 1-etylo-3-metyloimidazoliowego poprawiło uzysk bioetanolu ze słomy kukurydzianej.

Słowa kluczowe:

bioetanol II generacji, słoma kukurydziana, ciecze jonowe

Keywords:

bioethanol II. generation, corn stover, ionic liquids



Ocena elementów składowych bilansu wodnego odwodnionego torfowiska

*Antoni Grzywna, Zbigniew Czarnecki, Tadeusz Węgorek
Uniwersytet Przyrodniczy, Lublin*

1. Wstęp

Obieg wody w przyrodzie jest to ciągły ruch wody w atmosferze, na i pod powierzchnią ziemi. Woda w trakcie tego ruchu przechodzi wszystkie zmiany stanu skupienia. Znaczna ilość wody powraca wprost do atmosfery w wyniku parowania, a część zostaje czasowo zatrzymana przez ośrodki retencji. Cykl hydrologiczny zaczyna się od oceanów, ponieważ stanowią 96,5% masy wody na ziemi. Wody słodkie stanowią tylko 35 mln km³ z czego na lodowce przypada 68,7% (Dyrektywa 2000, Bykowski i in. 2003, Jaworska i in. 2008).

Przeciętne zasoby wód powierzchniowych Polski wynoszą 62 km³, przy czym w roku bardzo suchym mogą one być mniejsze od 40 km³, a w roku bardzo mokrym – większe od 90 km³ (Fal 1993, Stachy 2011). Na osobę przypada w naszym kraju 1580 m³ wody na rok – wskaźnik 3 razy mniejszy niż w Europie. Inną miarą ilości wody jest średni odpływ jednostkowy, który z obszaru Polski wynosi 5,5 dm³/s/km² (Jokiel 2004). Największe deficyty wody występują w Wielkopolsce i na Polesiu, gdzie odpływ wynosi 3 dm³/s/km² (Michalczyk & Wilgat 1998).

Obieg wody w przyrodzie przedstawiono za pomocą równania bilansu wodnego dla zlewni (Bogdanowicz & Fac-Beneda 2009):

$$P = H + E + \Delta R \quad (1)$$

gdzie:

P – opad atmosferyczny,

H – odpływ wody,

E – parowanie terenowe,
 ΔR – zmiana retencji.

Największe trudności nastęca wyznaczenie retencji i parowania. Do wyznaczania zmian retencji można posłużyć się wskaźnikami pomocniczymi tj.: stan wody gruntowej i uwilgotnienie gleby (Kamińska i in. 2006). Wartość ewapotranspiracji wskaźnikowej, wyznaczano najczęściej metodą Penmana-Monteitha (Allen in. 1998, Roguski i in. 2002), zaś do szacowania ewapotranspiracji rzeczywistej stosowano współczynniki roślinne i glebowo-wodne (Szajda 1997).

2. Materiał i metodyka badań

Przedmiotem pracy jest analiza wielkości elementów składowych bilansu wodnego w odwodnionej mikrozelewni rowu K-2 położonego w Sosnowicy, w dolinie rzeki Piwonia na Polesiu Lubelskim (Kondracki 2002). W pracy wykorzystane zostaną wyniki badań i obserwacji terenowych z lat hydrologicznych od 2009/10 do 2013/14.

Badania i obserwacje terenowe obejmowały:

- codzienną rejestrację stanów wody powierzchniowej – rejestrator Thalimedes,
- codzienną rejestrację położenia lustra wody podziemnej – rejestrator Mini Diver,
- codzienne pomiary opadów atmosferycznych i temperatur na stacji agrometeorologicznej w Sosnowicy (UP w Lublinie),
- comiesięczne pomiary wilgotności gleby sondą Theta Probe M5,
- comiesięczne pomiary przepływu wody przy pomocy przelewu hydraulicznego.

Do charakterystyki pokrywy glebowej wykorzystano materiały zawarte w projektach melioracyjnych obiektów łąkarskich.

Celem pracy była ocena elementów składowych bilansu wodnego dla okresów półrocznych i rocznych w latach hydrologicznych od 2009/10 do 2013/14. Zastosowano następujące metody oceny wyrazów składowych równania bilansu wodnego:

- opady atmosferyczne – bezpośredni pomiar pluwiografem,
- odpływ wody – wielkość przepływu wody na odpływie z rowu,

- zmiany retencji – zmiany wilgotności gleby,
- parowanie terenowe – z zamknięcia równania bilansu.

3. Analiza wyników

Analizowaną zlewnie należy zaliczyć do małych zlewni dolin melioracyjnych. Rów główny ma ujście bezpośrednio do rzeki Piwonia przepływającej przez Polesie Lubelskie. Powierzchnia zlewni rowu K-2 wynosi 0,46 km² i jest w 86% użytkowana jako jednokośne półnaturalne łąki, pozostałe 14% stanowią zadrzewienia brzoźowe i sosnowe. W pokrywie glebowej zlewni rowu K-2 dominują zdegradowane gleby murszowo-torfowe (MtIIbb), tylko na obrzeżach występują gleby brunatne (piasek pylasty). W zlewni 75% stanowią siedliska pobagienne i wilgotne charakteryzujące się wysokim poziomem położenia wody gruntowej i niewielkimi wahaniami retencji. Zlewnia tego rowu charakteryzuje się małym spadkiem wynoszącym 1,1‰ i obejmuje płaskie dno doliny rzeki. W wyniku odwodnienia został obniżony poziom wody gruntowej i zainicjowany został proces murszenia gleb. Występuje tu torfowisko niskie typu szuwarowego o zasilaniu topogenicznym porośnięte śmiałkiem darniowym.

Tabela 1. Miesięczne sumy opadów atmosferycznych w Sosnowicy

Table 1. Monthly precipitation totals in Sosnowica

Rok hydrologiczny	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
2009/10	24,3	19,1	6,8	57,7	7,8	18	162,1	69,7	79,3	94,9	117,4	17,6
2010/11	52	36,6	21,7	19,8	7,4	29,9	53,7	103,2	242,4	62,9	6,8	16,5
2011/12	1,9	28,3	32,9	18,1	25,4	41,7	57,1	74,4	30,4	104,9	42,1	64,1
2012/13	19,7	22,5	54,9	23,2	18,1	51,1	108,1	113,9	92,3	5,6	88,7	7,2
2013/14	55,2	7,4	52,4	9,0	27,5	41,7	173,8	57,4	93,2	108,0	35,6	22,1
Wielolecie 1985-2010	34,3	28,4	19,9	25,8	27,6	33,9	57,9	58,1	78,6	68,3	51,4	35,9

Analizowany okres 5 lat hydrologicznych charakteryzował się dużą zmiennością warunków meteorologicznych – zarówno opadów jak i temperatur. Pierwszy rok hydrologiczny 2009/10 charakteryzował się najwyższymi sumami opadów atmosferycznych (tab. 1). W zlewni rowu

K-2 suma opadów wyniosła 675 mm i była o 155 mm wyższa od średniej z wielolecia 1985-2010. Prawdopodobieństwo wystąpienia takiej sumy opadów wynosi 1 raz na 10 lat (Dębski 1967). Szczególnie wysokie były sumy opadów atmosferycznych w półroczu letnim (V-X), w którym wyniosły 541 mm. Były one wyższe od średnich z wielolecia o 191 mm (rys. 1), a ich prawdopodobieństwo wystąpienia wraz z wyższymi wynosi 1 raz na 30 lat. Szczególnie wysokie sumy opadów wynoszące 162,1 mm zanotowano w maju, co spowodowało podtopienie terenu. Z kolei bardzo suche były styczeń i marzec, kiedy to opady nie przekraczały 10 mm w ciągu miesiąca (tab. 1).

W roku hydrologicznym 2010/11 suma opadów atmosferycznych wynosiła 653 mm i była wyższa o 133 mm od sum opadów średnich z wielolecia. Suma opadów atmosferycznych w półroczu letnim wyniosła 486 mm i była wyższa od średnich z wielolecia o 136 mm (rys. 1). Suma opadów półrocza zimowego (XI-IV) były zbliżone do średnich z wielolecia. Najwyższe sumy opadów miesięcznych odnotowano w czerwcu i lipcu. Suma opadów z tych miesięcy wyniosła 345 mm co stanowi ponad 50% sumy opadów rocznych (tab. 1). Suma opadów we wrześniu i marcu wynosiła po 7 mm i była najniższa w okresie 25 lat obserwacji.

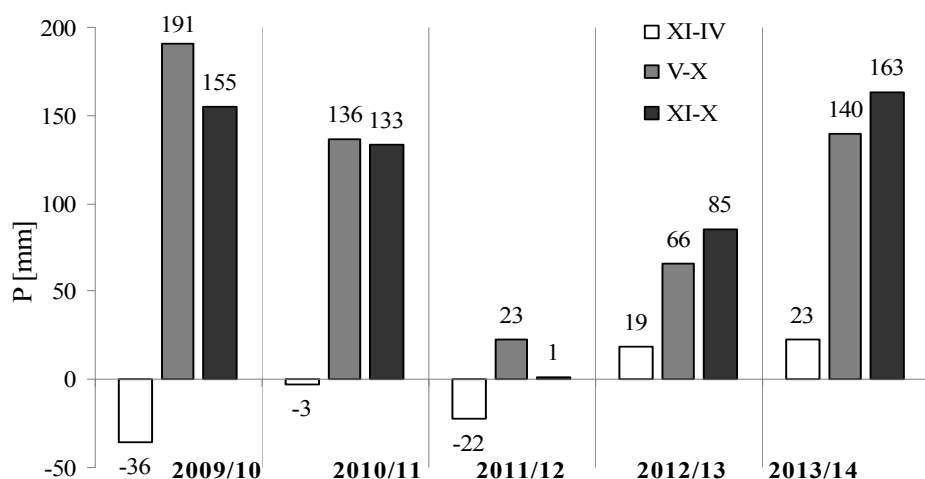
Najniższe sumy opadów atmosferycznych zaobserwowano w roku hydrologicznym 2011/12. W zlewni rowu K-2 wynosiły one 521 mm i były równe średniej z wielolecia. Znacznie bardziej suche było półrocze zimowe, kiedy sumy opadów były niższe od przeciętnych o 22 mm (rys. 1). Ekstremalnie suchym miesiącem był listopad, bowiem suma opadów nie przekroczyła 2 mm. Prawdopodobieństwo wystąpienia takiej sumy opadów wynosi 1 raz na 100 lat (Dębski 1967). Intensywne opady deszczu wystąpiły w sierpniu, kiedy wynosiły 105 mm.

W roku hydrologicznym 2012/13 suma opadów atmosferycznych wynosiła 605 mm i była wyższa o 85 mm od średniej z wielolecia (rys. 1). Długotrwałe nawalne opady deszczu wystąpiły w maju i czerwcu. Ich suma wynosiła 222 mm, co stanowi ponad 50% półrocza letniego. Z kolei najniższe sierpień i październik należały do miesięcy bardzo suchych, kiedy to opady nie przekraczały 10 mm (tab. 1).

Ostatni analizowany rok hydrologiczny 2013/14 był w ocenianym okresie najbardziej mokry pod względem sumy opadów. Suma opadów atmosferycznych wynosiła 683 mm i była o 163 mm wyższa od średniej z wielolecia (rys. 1). Szczególnie wysokie sumy opadów wystąpiły

w półroczu letnim. Najwyższe opady odnotowano w maju – 173,8 mm oraz w sierpniu – 108 mm. Z kolei najniższe opady miały miejsce w grudniu i lutym – poniżej 10 mm (tab. 1).

W analizowanym okresie od 2009/10 do 2013/14 średnia roczna suma opadów wynosiła 627 mm i była wyższa od średniej sumy z wielolecia o 107 mm (tab. 2). Do miesięcy szczególnie wilgotnych zaliczamy maj i lipiec, kiedy to średnia suma opadów przekraczała 100 mm. Najbardziej suchym miesiącem był marzec z sumą opadów średnich 17,2 mm (tab. 1).

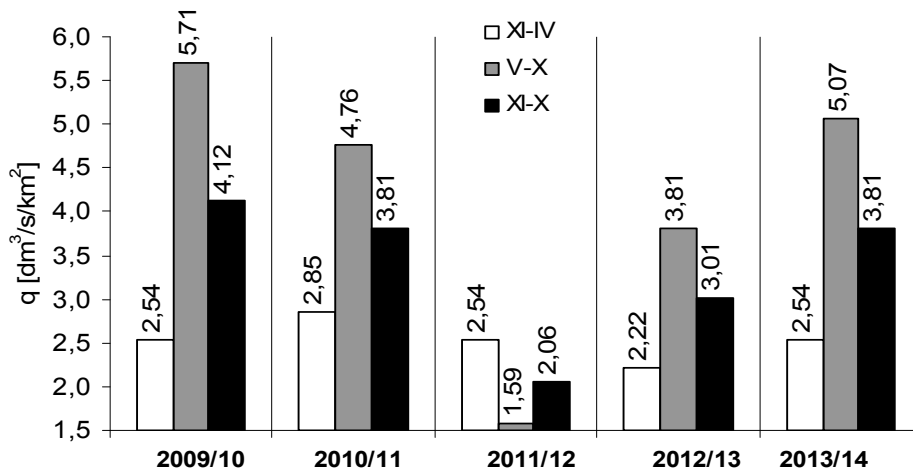


Rys. 1. Odchylenia półrocznych i rocznych sum opadów od średnich z wielolecia 1985-2010

Fig. 1. Deviations the half-yearly and annual precipitation totals the average of several years 1985-2010

Odływ jednostkowy ze zlewni charakteryzuje się bardzo dużym zróżnicowaniem – szczególnie w półroczach letnich. Największe wielkości odpływu wody ze zlewni miały miejsce w półroczu letnim 2009/10 i wynosiły $5,69 \text{ dm}^3/\text{s}/\text{km}^2$. Wysokie wartości odpływu wynikały z wyższej od średniej sumy opadów deszczu w maju oraz na przełomie sierpnia i września. Suma opadów z maja i września 2010 roku w zlewni wynosiła około 50% opadów letniego półrocza hydrologicznego. Jeszcze większa kumulacja opadów miała miejsce w czerwcu i lipcu 2011 roku.

Stanowiły one aż 70% opadów półrocza letniego. Mimo to wielkość odpływu wyniosła wówczas $4,74 \text{ dm}^3/\text{s}/\text{km}^2$, co wynikało z niższej sumy opadów dla całego półrocza letniego 2010/11. Najniższy odpływ zanotowano w półroczu letnim 2011/12 i wynosił on tylko $1,58 \text{ dm}^3/\text{s}/\text{km}^2$. Znacznie bardziej wyrównane były odpływy w półroczu zimowym. Wynosiły one od $2,23 \text{ dm}^3/\text{s}/\text{km}^2$ w roku 2012/13 do $2,86 \text{ dm}^3/\text{s}/\text{km}^2$ w roku 2010/11 (rys. 2). Odpływy jednostkowe dla poszczególnych lat wynosiły odpowiednio: 2009/10 – 4,12; 2010/11 – 3,81; 2011/12 – 2,06; 2012/13 – 2,75; 2013/14 – 3,81 $\text{dm}^3/\text{s}/\text{km}^2$.



Rys. 1. Odpływy jednostkowe wody
Fig. 1. The unitary water outflows

Maksymalny odpływ wody w analizowanym okresie wystąpił w lipcu (najwyższa suma opadów), zaś minimalny w grudniu. Wystąpił tu sezonowy podział rocznej sumy odpływu z torfowiska wynoszący 38% w półroczu zimowym i 62% w półroczu letnim.

Po stronie przychodów wody w równaniu bilansowym występują tylko opady. Po stronie rozchodów wody występuje odpływ, przyrosty retencji oraz ewapotranspiracja roślin. Wielkości tych elementów przedstawiono dla okresów półrocznych i rocznych w tabeli 2.

W zlewni w półroczach letnich tylko w roku 2009/10 nastąpił niewielki wzrost retencji o 9 mm. W skali roku udało się zwiększyć re-

tencję wodną o 13,5 mm. Najwyższe w analizowanym okresie sumy opadów letnich i rocznych przyczyniły się do wzrostu parowania i odpływu wody. W analizowanej zlewni wszystkie wskaźniki były znacznie wyższe dla półrocza letniego niż w okresie 2010-14. Różnice wynosiły odpowiednio dla: parowania terenowego – 27 mm, retencji – 58 mm, odpływu – 35 mm.

Tabela 2. Półroczne i roczne sumy składników bilansu wodnego; P – opad atmosferyczny, H – odpływ, E – parowanie terenowe, ΔR – zmiana retencji
Table 2. The half-yearly and annual totals of water balance components; P – precipitation, H – outflow, E – evapotranspiration, ΔR – retention change

Rok hydrologiczny	P			E			ΔR			H		
	XI-IV	V-X	XI-X	XI-IV	V-X	XI-X	XI-IV	V-X	XI-X	XI-IV	V-X	XI-X
2009/10	134	541	675	89,5	442	541,5	4,5	9	13,5	40	90	130
2010/11	167	486	653	97,5	415	512,5	24,5	-4	20,5	45	75	120
2011/12	148	373	521	80	406	486	28	-48	-20	40	25	65
2012/13	189	416	605	86	434	520	12	-22	-10	35	60	95
2013/14	193	490	683	101	429	530	14	19	33	40	80	120
Średnia	166	461	627	91	425	516	16,5	-9	7,5	40	66	106
Wielolecie 1985-2010	170	350	520	–	–	–	0	0	0	–	–	–

Największym zróżnicowaniem elementów składowych bilansu wodnego charakteryzował się rok hydrologiczny 2010/11. Wynikało to głównie z ilości i rozkładu opadów. W zlewni K-2 suma opadów miesięcznych czerwca i lipca stanowiła aż 70% opadów całego półrocza. Pomimo odpływu rocznego wynoszącego 120 mm udało się zwiększyć retencję wodną o 20,5 mm. Wzrost ten wynikał z opadów śniegu na przełomie lutego i marca oraz wysokiego uwilgotnienia gleby na wiosnę.

Rok hydrologiczny 2011/12 pod względem rozkładu i ilości opadów atmosferycznych był zbliżony do przeciętnego. Nieco inaczej wygląda sytuacja pod względem temperatur, bowiem w półroczu letnim były one o ponad 1 °C wyższe od średnich. W półroczu letnim w związku z dużą ewapotranspiracją nastąpiło znaczne zmniejszenie zasobów wody w glebie. Wielkość retencji zmniejszyła się wówczas o 48 mm. W skali roku hydrologicznego retencja zmniejszyła się o 20 mm. Ze względu na

najniższe w analizowanym okresie opady atmosferyczne odnotowano wówczas najniższy odpływ wynoszący 65 mm (tab. 2).

Następny rok 2012/13 charakteryzował się opadami wyższymi od średnich, co spowodowało zwiększenie odpływu do 95 mm. Jednak wysokie temperatury letnie (o 1°C wyższe od średnich) przyczyniły się do zwiększenia ewapotranspiracji. Był to kolejny rok w którym zmniejszyła się retencja. W półroczu letnim ubytek retencji wynosił 22 mm, zaś w ciągu całego roku 10 mm (tab. 2).

W roku hydrologicznym 2013/14 charakteryzującym się najwyższą sumą opadów nastąpił największy przyrost retencji. W półroczu letnim retencja wzrosła o 19 mm, a dla całego roku o 33 mm. W tym roku odnotowano najwyższą ewapotranspirację w półroczu zimowym, która wynikała z wyższych o 2°C temperatur średnich.

4. Podsumowanie

W okresie badań największe przyrosty retencji odnotowano w półroczu zimowym 2010/11 i wynosiły one 24,5 mm. Spośród półroczy letnich tylko w 2010 roku zanotowano niewielki wzrost retencji o 9 mm wynikający z wysokich sum opadów atmosferycznych.

Na charakter obiegu wody główny wpływ miał przebieg warunków meteorologicznych. Z obliczeń wynika, że 80% wody opadowej wraca z powrotem do atmosfery w procesach parowania i transpiracji (Michalczyk & Wilgat 1998). Odpływająca woda składa się po równo ze spływu powierzchniowego i odpływu gruntowego. Ta równowaga wynika głównie z płaskości terenu utrudniającej odpływ wody oraz ograniczonej chłonności podłoża, które szczególnie w okresie wiosennych nadmiarów nie może zmagazynować dużej ilości wody.

Wysokiemu parowaniu sprzyja głównie płytkie występowanie wody oraz charakter użytkowania terenu. Analizę wahań poziomów wody gruntowej w przekroju zlewni rowu K-2 przedstawiono we wcześniejszych pracach (Grzywna 2011, 2013). Ewapotranspiracja potencjalna z obszarów łąk dostatecznie uwilgotnionych może przekraczać 500 mm (Szajda 1997).

Uzyskane w pracy wyniki różnią się od obliczeń wykonanych dla okresu 1951 – 95 na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Obliczone wartości wskaźników wynoszą: opad – 550 mm, odpływ 108 mm, parowanie – 442 mm, zmiany retencji przyjęto 0 mm (Michalczyk & Wilgat 1997).

Natomiast podobne wyniki uzyskano w badaniach prowadzonych w zlewni rowu G-8 (Stasik i in. 2008), gdzie w normalnym roku 2002 odpływ wody wyniósł 102 mm, a retencja zmniejszyła się o 33 mm.

5. Wnioski

1. Istotny wpływ na wielkości przychodu i rozchodu wody mają warunki meteorologiczne (rozkład opadów).
2. Najwyższe wskaźniki odpływu wystąpiły w półroczu letnim 2009/10 roku i były związane z wysokimi sumami opadów letnich. Wynosiły one 90 mm i były 3-krotnie większe niż w przeciętnym roku 2011/12.
3. Obserwowane zmiany retencji były niewielkie, co wynika z wysokiego podsiąku kapilarnego gleb organicznych. Zaobserwowana w roku przeciętnym ujemna retencja świadczy o potrzebie nawadniania terenu metodą regulowanego odpływu.
4. Badania potwierdziły dominującą rolę parowania terenowego w bilansie wodnym. Świadczą o tym także niższe odpływy w półroczu letnim i spadek retencji w roku przeciętnym 2011/12.

Literatura

- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D. & Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration (guidelines for computing crop water requirements). *Irrigation and Drainage Paper*, 56, 247-255.
- Bogdanowicz, R., Fac-Beneda, J. (red.) (2009). *Zasoby i ochrona wód. Obieg wody i materii w zlewniach rzecznych*. Gdańsk, Fundacja Rozwoju UG.
- Bykowski, J. Kozaczyk, P. & Przybyła, C. (2003). Wpływ warunków meteorologicznych na zmiany retencji glebowej na Nizinie Wielkopolskiej. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej w Krakowie, Inżynieria Środowiska*, 24, 263-272.
- Dębski, K. (1967). *Hydrologia*. Warszawa: SGGW.
- Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiającą ramy wspólnego działania w dziedzinie polityki wodnej. (2000). Dz. U. Wspólnot Europejskich L 327/1.
- Fal, B. (1993) Zmienność odpływu w obszarze Polski w bieżącym stuleciu. *Wiadomości IMGW*, 37, 1-15.
- Grzywna, A. (2011). Zmiany położenia zwierciadła wody gruntowej w latach 2006-09 na zmeliorowanym obiekcie Sosnowica. *Gaz, woda i technika sanitarna*, 10, 359-360.
- Grzywna, A. (2013). Głębokość odwodnienia w Sosnowicy w warunkach regulowanego odpływu. *Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie*, 43, 55-62.

- Jaworska, B., Szuster A., Utrysko B. (2008). *Hydraulika i Hydrologia*. Warszawa: PWN.
- Jokiel, P. (2004). *Zasoby wodne środkowej Polski na progu XXI wieku*. Łódź: Uniwersytet Łódzki.
- Kamińska, A., Grzywna, A. & Wesołowska-Janczarek, M. (2006). Analiza zależności zapasu wody w warstwie korzeniowej gleby od położenia zwierciadła wody gruntowej. *Acta Agrophysica*, 8(1), 139-146
- Kondracki, J. (2002). *Geografia regionalna Polski*. Warszawa: PWN.
- Michalczyk, Z., Wilgat, T. (1998). *Stosunki wodne Lubelszczyzny*. Lublin: UMCS.
- Rogulski, W., Łabędzki, L. & Kasperska, W. (2002). Analiza wybranych wzorów do obliczania parowania wskaźnikowego na potrzeby nawadniania użytków zielonych. *Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie*, 4, 197-209.
- Stasik, R., Szafranski, C., Liberacki, D., & Korytowski, M. (2008). Ocena wybranych składników bilansów wodnych małych zlewni leśnych o zróżnicowanych warunkach siedliskowych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 10, 557-565.
- Stachy, J. (2011). Występowanie lat mokrych i posusznych w Polsce (1951-2008). *Gospodarka Wodna*, 8, 313-321.
- Szajda, J. (1997). *Roślinne i glebowo-wodne wskaźniki ewapotranspiracji łąki na glebie torfowo-murszowej*. Falenty: IMUZ.

Assessment of Components of the Water Balance of Drained Peatbog

Abstract

The need of the best utilization of water resources of catchments in Lubelszczyzna, results from the fact that region the water scarce areas of Poland. In addition this deficit is gradually deepening, when the annual sum of precipitation does not excess 550 mm. Improvement of water reserves in habitats is one of aims of so-called small retention.

The object of study is to analyze the size of the components of the water balance in drainage river valleys micro-catchments of peatland. The study used the results of research and field observations from the years 2010 – 14. Catchment ditch K-2 is located in the Sosnowica – Piwonia river basin. The catchment area of the ditch is 0.46 km² and is 86% as a one-crop seminatural meadows land use. The soil cover is dominated by degraded soil muck-peat (MtIIbb). In the catchment area 75% of the habitat moorshed and moist with a high groundwater level.

Carried out investigations indicate significant impact of meteorological conditions as well as habitats on runoff index and retention changes in analyzed hydrological years. The highest rates occurred in the summer half of the outflow year 2009/10, and have been associated with heavy rainfall in May and in August and September. They amounted to 90 mm and were almost three times higher than in an average year, similar to 2011/12. Water flow is composed equally of surface runoff and underground outflow. This balance is particularly true with regard to the flatness of the terrain and reduced absorbency of hindering drainage. Especially during the spring thaw the soil can not accumulate large amounts of water. Retention observed changes were low, because of the high capillary rise of organic soils. The observed mediocre in the year negative value retention demonstrates the need for irrigation of the land.

Studies have confirmed the dominant role of surface evaporation in the water balance. This is evidenced by the lower outflows in the first half year compared to the first half of the winter and fall in the average retention. High evaporation mainly favors the occurrence of shallow water and the air temperature. Potential evapotranspiration of grassland areas sufficiently moisture exceed 500 mm.

The resulting work results differ from the calculation for the Łęczna-Włodawa Lakeland. Indicator values for the period 1951-1995 are: rainfall – 550 mm, 108 mm outflow, evaporation – 442 mm, changing retention assumed 0 mm. While the similar results were achieved with research conducted in the catchment ditch the G-8, where in a normal water outflow amounted to 102 mm, and retention decreased by 33 mm.

Streszczenie

Potrzeba jak najlepszego wykorzystania zasobów wodnych zlewni na Lubelszczyźnie wynika z faktu zaliczenia do regionów niedoboru wody na obszarze Polski. Ponadto ten deficyt znacznie się pogłębia, gdy roczna suma opadów nie przekracza 550 mm. Poprawa zasobów wodnych siedlisk jest jednym z celów tzw. małej retencji.

Celem pracy jest analiza wielkości składników bilansu wodnego w odwodnionej dolinie rzecznej mikro-zlewni torfowiska. W badaniu wykorzystano wyniki badań i obserwacji terenowych z lat 2010-2014. Zlewnia rowu K-2 znajduje się w Sosnowicy – dorzeczu Piwonii. Powierzchnia zlewni rowu wynosi 0,46 km² i jest w 86% użytkowana jako jednokośne półnaturalne łąki. W pokrywie glebowej dominują zdegradowane gleby murszowo-torfowe (MtIIbb). 75% powierzchni stanowią siedliska pobagienne i wilgotne charakteryzujące się wysokim poziomem wody gruntowej.

Przeprowadzone badania wykazują znaczący wpływ warunków meteorologicznych, a także siedliska na wielkość odpływu i zmian retencji w analizowanych latach hydrologicznych. Najwyższe wielkości odpływu miały miejsce w półroczu letnim 2009/10 roku i były związane z intensywnymi opadami deszczu w maju oraz w sierpniu i wrześniu. Wynosiły one 90 mm i były niemal trzykrotnie większe niż w zbliżonym do przeciętnego roku 2011/12. Odpływ wody składa się w równym stopniu od spływu powierzchniowego i drenaż gleby. Równowaga ta jest szczególnie prawdziwa w odniesieniu do płaskości terenu utrudnia odpływ i zmniejszoną chłonność, że szczególnie w czasie wiosennych ekscesów nie może przechowywać duże ilości wody. Obserwowane zmiany retencji były niewielkie, co wynika z wysokiego podsiąku kapilarnego gleb organicznych. Zaobserwowana w roku przeciętnym ujemna retencja świadczy o potrzebie nawadniania terenu.

Badania potwierdziły dominującą rolę parowania powierzchni w bilansie wodnym. Dowodem na to jest niższych odpływów w pierwszej połowie roku w porównaniu do pierwszej połowy zimy i spadku średniej retencji. Wysokiemu parowaniu sprzyja głównie występowanie płytko położonej wody gruntowej i temperatura powietrza. Potencjalna ewapotranspiracja terenów łąkowych wystarczająco wilgoci przekracza 500 mm.

Uzyskane w pracy wyniki różnią się od obliczeń wykonanych na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Wartości wskaźników dla okresu 1951-95 wynoszą: opad – 550 mm, odpływ 108 mm, parowanie – 442 mm, zmiany retencji przyjęto 0 mm. Natomiast podobne wyniki uzyskano w badaniach prowadzonych w zlewni rowu G-8, gdzie w roku normalnym odpływ wody wyniósł 102 mm, a retencja zmniejszyła się o 33 mm.

Słowa kluczowe:

bilans wodny, torfowisko, odwodnienie, zlewnia

Keywords:

water balance, peatland, drainage, catchment



Problemy oceny hałasu farm elektrowni wiatrowych na podstawie terenowych pomiarów kontrolnych

Ryszard Ingielewicz, Adam Zagubień
Politechnika Koszalińska

1. Wstęp

Pierwsze elektrownie wiatrowe zaczęły powstawać w Polsce w latach 1998-2000. Obecnie obiekty te są coraz częściej spotykane w polskim krajobrazie. Przykłady rozwiązań technicznych urządzeń wykorzystujących siłę wiatru znajdziemy w publikacji (Boczar 2008). W miarę rozwoju tej gałęzi energetyki daje się zauważyć, zarówno w Polsce, jak i na świecie, podział społeczeństwa na jej zwolenników oraz przeciwników. Przytaczane są różne argumenty „za” oraz „przeciw” budowie farm wiatrowych. Do zasadniczych argumentów przeciwników budowy elektrowni wiatrowych należy między innymi zaliczyć hałas emitowany podczas ich pracy, a w ostatnim okresie również hałas w zakresie infradźwiękowym. Autorzy artykułu, już od 1999 roku, uczestniczą w wielu procesach projektowania farm wiatrowych. W wyniku prowadzonych obliczeń numerycznych dla ponad 50 projektów budowy farm wiatrowych oraz podczas pomiarów na ponad 15 dużych farmach wiatrowych autorzy artykułu zgromadzili bazę danych związanych z numeryczną analizą akustyczną i pomiarami hałasów generowanych przez elektrownie wiatrowe. Zawarte w artykule propozycje zmian obowiązującej metodyki pomiarowej wynikają z własnych doświadczeń pomiarowych. W artykule podjęto próbę opisanie i wyjaśnienia specyfiki zagadnień akustyki farm wiatrowych oraz przedstawiono propozycje uzupełnienia obowiązujących w Polsce metod pomiaru i oceny hałasu

farm wiatrowych. Rozważania dotyczą hałasu słyszalnego korygowanego krzywą korekcji A, zgodnie z aktualnie obowiązującymi metodami prowadzenia pomiarów i oceny zanieczyszczenia środowiska naturalnego hałasem. Pominięto problemy oceny i analiz hałasu infradźwiękowego związanego z pracą elektrowni wiatrowych, które obszernie omówione są w pracach (Boczar i in. 2012, Ingielewicz & Zagubień 2013, Ingielewicz & Zagubień 2014, Jabben & Verheijen 2012, Pierzga i in. 2013, Pleban & Radosz 2015, Szulczyk & Cempel 2010).

W Europie i na świecie oceny oddziaływania farm wiatrowych na środowisko prowadzi się różnymi metodami. Ustalanie poziomów dopuszczalnych odbywa się głównie za pomocą trzech metod. Pierwszy sposób realizowany jest poprzez ustalenie bezwzględnych wskaźników, uzależnionych najczęściej od pory doby i sposobu zagospodarowania terenu. Drugi sposób, polega na ustalaniu wskaźników względnych, które zależą od aktualnego stanu warunków akustycznych na analizowanym terenie. Trzeci sposób, to połączenie dwóch wcześniejszych, czyli stosowanie łącznie wskaźników względnych i bezwzględnych. W Polsce stosuje się bezwzględne wskaźniki określone w rozporządzeniach Ministra Środowiska (Dz. U. poz. 826. 2007, Dz. U. poz. 1109. 2012). Oceny hałasu pochodzącego od turbin wiatrowych oparte są na analizach sygnału korygowanego krzywą korekcji A. Do oceny, powszechnie stosowanymi są dobowe poziomy równoważne np. $L_{A,eq,D}$ /pora dzienna/ i $L_{A,eq,N}$ /pora nocna/ np. w Polsce oraz oparte na nich wskaźniki roczne L_{DWN} , L_N np. Holandia lub L_R np. Dania. Wyjątek stanowią takie kraje jak: Anglia (ETSU-R-97 1996) czy Australia, gdzie stosowane są wskaźniki statystyczne np. L_{90} . Kilka krajów, jak np. Francja, stosuje względne kryteria oceny sprawdzając naddatek hałasu ponad tło akustyczne, co ze względu na zmienne tło akustyczne, podczas pracy elektrowni wiatrowych, może prowadzić do niejednoznacznych ocen.

2. Aktualny stan prawny dotyczący pomiarów i oceny hałasu środowiskowego w świetle pomiarów hałasu turbin wiatrowych w Polsce

Metodykę wykonywania pomiarów hałasu środowiskowego w Polsce określa Rozporządzenie (Dz. U. poz. 1542. 2014). Zalecana referencyjna metodyka pomiarowa ustala szereg ograniczeń, co do wa-

runków atmosferycznych panujących podczas pomiarów, lokalizacji punktów pomiarowych, zestawów pomiarowych oraz określa sposób wykonywania pomiaru.

Ocenę zagrożenia hałasem, wykonuje się na podstawie rozporządzeń (Dz. U. poz. 826. 2007, Dz. U. poz. 1109. 2012), które określają poziomy dopuszczalne hałasu dla różnych typów źródeł. Turbiny wiatrowe nie stanowią wydzielonych źródeł hałasu, dlatego zaliczane są do kategorii „Pozostałe obiekty i działalność będąca źródłem hałasu”. Pomiary poziomów emisji hałasu wykonuje się zgodnie z zalecaną metodyką referencyjną (Dz. U. poz. 1542. 2014), a ustalony wynik pomiaru w postaci równoważnego poziomu dźwięku, porównywany jest z poziomami dopuszczalnymi określonymi dla pory dziennej i pory nocnej. Poziomy równoważne dźwięku określane są w odniesieniu do 8 kolejnych najmniej korzystnych godzin pory dziennej i 1 najmniej korzystnej godziny pory nocnej. Do najistotniejszych zapisów obowiązującej w Polsce metodyki referencyjnej, ze względu na pomiary hałasu turbin wiatrowych, należy ograniczenie prędkości wiatru na wysokości mikrofonu, do wartości średniej nie większej od 5 m/s. Zapis ten budzi wiele kontrowersji i często stawiane są zarzuty, że zachowanie tego warunku jest błędne. Postuluje się np. w dokumencie Najwyższej Izby Kontroli (Nr ewid. 131/2014/P/13/189/LWR. 2014), prowadzenie pomiarów przy większych prędkościach wiatru, co uzasadnia się koniecznością uzyskania przez turbiny maksymalnego poziomu mocy akustycznej.

3. Pomiary hałasu turbin wiatrowych w świetle obowiązującego w Polsce prawa

Do najbardziej istotnych aspektów dotyczących pomiarów i oceny hałasu turbin wiatrowych, w świetle zalecanej metodyki referencyjnej wykonywania pomiarów hałasu środowiskowego, należy zaliczyć:

1. Wybór metody pomiarów, tj. pomiar ciągły lub metodą próbkowania.
2. Czas pomiaru próbki w przypadku metody próbkowania.
3. Lokalizację punktów pomiarowych.
4. Sposób pomiaru tła akustycznego.
5. Warunki atmosferyczne podczas pomiarów, a w szczególności prędkość i kierunek wiatru.
6. Sposób oceny zagrożenia.

Zaproponowane w artykule zmiany sposobu wykonywania pomiarów hałasu pochodzącego od farm wiatrowych w środowisku, wymagają również wyjaśnienia podstawowych, istotnych aspektów związanych z pracą i emisją hałasu od turbin wiatrowych.

3.1. Cel prowadzenia kontrolnych pomiarów hałasu po uruchomieniu farmy wiatrowej

Celem kontrolnych pomiarów hałasu jest ocena pomiarowa pracującej farmy wiatrowej pod względem zagrożenia dla środowiska i ludzi. Ponadto pomiary terenowe stanowią weryfikację wyników obliczeń numerycznych i oceny akustycznej zadania inwestycyjnego, określających lokalizację poszczególnych turbin wiatrowych. W prowadzonych na etapie projektowania farmy obliczeniach numerycznych zakłada się najbardziej niekorzystny przypadek mogący zaistnieć w przyszłości, poprzez przyjęcie do obliczeń maksymalnych poziomów mocy akustycznej zastosowanych typów turbin podczas całego okresu ich pracy. Zakłada się, że przyjęte do obliczeń poziomy mocy akustycznej turbin nie zostaną przekroczone w praktyce.

3.2. Specyfika zjawisk akustycznych towarzyszących pracy turbin wiatrowych

Wykonanie oceny zagrożenia hałasem powinno uwzględniać następujące zjawiska akustyczne towarzyszące pracy turbin wiatrowych:

- Poziom mocy akustycznej oferowanych na rynku typów turbin jest zróżnicowany, a ponadto, jest zmienny podczas ich pracy w zależności od prędkości wiatru, wzrasta wraz ze wzrostem prędkości wiatru i po osiągnięciu pewnej prędkości granicznej praktycznie jest stały.
- Prędkość wiatru wzrasta wraz ze zmianą wysokości nad poziomem terenu, tzn. im wyżej tym prędkość wiatru jest większa.
- Poziom tła akustycznego środowiska zmienia się wraz ze zmianą prędkości wiatru – wzrasta z jego prędkością.
- Wyniki przeprowadzonych badań (Item no.: 943111.R2. 2000), Ingenieurbüro für akustik BUSCH GmbH. 1998) wykazują, że wraz ze wzrostem prędkości wiatru udział tła akustycznego w mierzonym sumarycznym poziomie hałasu ma tendencję wzrostową. Przy większych prędkościach wiatru, bliskich uzyskania maksymalnej wydajności i maksymalnego poziomu mocy akustycznej turbin, poziom tła

w punkcie pomiarowym staje się porównywalny z poziomem hałasu od pracy turbin. Stwierdza się wówczas, że hałas od pracy turbin jest nierozróżnialny z tłem akustycznym. Jedną z istotnych przyczyn takiej sytuacji jest znaczne oddalenie od źródła, kontrolnych punktów pomiarowych (ponad 400 m), lokalizowanych przy najbliższej zabudowie mieszkalnej. Dodatkowym czynnikiem wpływającym na wzrost poziomu tła w otoczeniu punktów pomiarowych jest często występująca większa „szorstkość” terenu wokół zabudowy. Powodem tego mogą być występujące w otoczeniu punktu pomiarowego drzewa, krzewy, budynki i inne obiekty. Zjawisko to zostało potwierdzone w pracy (Bullmore i in. 2009) oraz w kilkunastu pomiarowych ocenach akustycznych, przeprowadzonych przez autorów artykułu dla dużych farm wiatrowych w Polsce.

W celu wykonania oceny dla możliwie najbardziej niekorzystnego akustycznie przypadku pracy turbin wiatrowych, pomiary należałoby wykonać przy prędkości wiatru odpowiadającej maksymalnym poziomom mocy akustycznej turbin.

Prędkości wiatru i odpowiadające mu poziomy mocy akustycznej podawane są przez producentów turbin w zróżnicowany sposób. Najczęściej w dokumentacji technicznej zależność ta przedstawiana jest w postaci wykresu lub w formie tabelarycznej. Wielu producentów podaje również dane o poziomie mocy akustycznej w rozbiciu na wartości w oktawach i tercjach, co umożliwia prowadzenie obliczeń zasięgu hałasu z uwzględnieniem wpływu gruntu metodą ogólną, zgodnie z obowiązującą normą (PN-ISO 9613-2:2002 2002). W niektórych dokumentacjach technicznych turbin, podawany jest maksymalny poziom mocy akustycznej dla dwóch prędkości wiatru, tj. na poziomie 10 m i odpowiadającej jej prędkości wiatru na poziomie wirnika turbiny wiatrowej. Ten sposób podawania informacji wydaje się być najlepszym z punktu widzenia zarówno możliwości obliczeniowych różnych programów komputerowych wykorzystywanych do analiz akustycznych farm wiatrowych, jak również dla zespołów wykonujących pomiary terenowe.

Komplet niezbędnych informacji akustycznych przedstawiono przykładowo dla turbiny General Electric typ GE 2,5 – 100 w tabeli 1.

Przykładowa turbina osiąga maksymalną moc akustyczną przy prędkości wiatru 7 m/s na wysokości 10 m nad terenem.

Tabela 1. Poziomy mocy akustycznej turbiny General Electric typ GE 2,5 – 100 w zależności od prędkości wiatru (GE 2012)

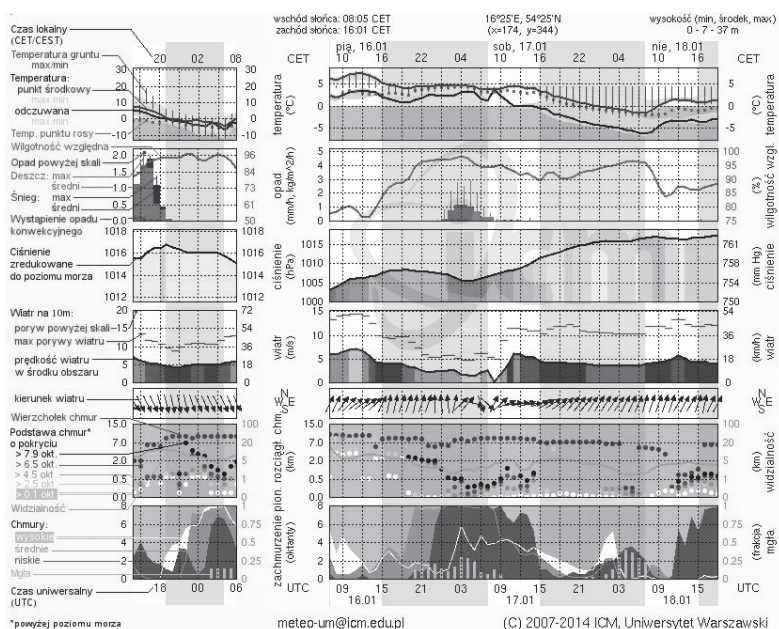
Table 1. Levels of sound power of General Electric type GE 2,5 – 100 depending on wind speed (GE 2012)

Prędkość wiatru na wysokości 10 m npt [m/s]	3	4	5	6	7	8	9	10 do max	
Prędkość wiatru na wysokości osi wirnika 98 m npt [m/s]	4,3	5,7	7,2	8,6	10,0	11,4	12,9	14 do max	
Częstotliwość [Hz]	31,5	68,7	68,5	72,9	76,9	79,3	80,2	80,5	80,8
	63	77,8	77,6	82,2	86,4	88,9	90,0	90,1	90,3
	125	82,1	82,4	87,3	91,6	94,7	95,3	95,2	95,3
	250	85,6	86,1	91,3	96,0	99,9	99,0	98,1	97,6
	500	88,4	87,9	93,4	98,6	102,2	101,6	101,3	100,5
	1000	87,9	87,5	92,1	96,6	99,0	100,1	101,0	101,8
	2000	84,4	85,9	90,7	94,7	96,9	97,7	98,1	98,5
	4000	74,5	77,7	93,8	88,6	91,5	91,7	90,7	89,8
	8000	55,1	56,9	63,4	69,6	73,6	73,0	70,8	70,5
16000	8,4	12,7	18,8	24,2	28,6	27,5	28,4	27,7	
Łączny wynik mocy akustycznej L_{WA} [dB]	93,4	93,6	98,6	103,3	106,5	106,5	106,5	106,5	

3.3. Wybór metody pomiarów hałasu turbin wiatrowych

Celem pomiarów jest dokonanie oceny zagrożenia dla środowiska od konkretnego źródła hałasu. W omawianym przypadku jest to sumaryczny poziom hałasu emitowanego od turbin wchodzących w skład badanej farmy wiatrowej, imitowany w kontrolnych punktach pomiarowych. Zatem prowadząc pomiary należy dążyć do wykluczenia wszelkich zakłóceń od innych źródeł hałasu, niezwiązanych z pracą farmy wiatrowej. Najczęściej spotykanymi w praktyce źródłami zakłócającymi pomiar jest ruch samochodowy na pobliskich drogach, praca maszyn rolniczych, wszelkie prace gospodarskie w gospodarstwach domowych oraz tak prozaiczne, jak szczekanie psa, pianie koguta, czy śpiew ptaków i inne odgłosy przyrody. Powyższe zakłócenia należy eliminować zarówno w czasie pomiarów hałasu od źródeł, jak i podczas pomiarów tła akustycznego. Nieodłącznym składnikiem wpływającym na wynik pomiaru jest hałas powodowany wiejącym wiatrem, szumem drzew, zawirowaniami wiatru na przeszkodach, itp. Składowa hałasu wywołana wiatrem jest możliwa do określenia, ponieważ stanowi podstawowy składnik tła akustycznego mierzonego po zatrzymaniu turbin, z zastrzeżeniem, że

pomiary tła wykonuje się eliminując zakłócenia od innych źródeł hałasu w otoczeniu farmy. Wielokrotne własne pomiary hałasu farm wiatrowych wykazały, że podczas badań terenowych konieczna jest obecność zespołu pomiarowego, w celu bieżącego podejmowania decyzji o momencie wykonania pomiaru, liczbie próbek i czasie pomiaru pojedynczej próbki. Bezwarunkowa obecność zespołu pomiarowego umożliwia w maksymalnym stopniu eliminację wszelkich źródeł zakłócających pomiar. Stosowanie zapisów pomiarów ciągłych i późniejsze próby eliminacji zakłóceń mogą prowadzić do zbyt dużych błędów. Nie można też zapominać, że prędkość wiatru jest zmienna w czasie i w ciągu doby może być bliska zeru lub przekraczać wartość 5 m/s. Mogą też wystąpić opady deszczu. Fakt ten zilustrowano na rysunku 1.



Rys. 1. Przykładowe warunki meteorologiczne
Fig. 1. Sample weather conditions

Dlatego też, należy podczas pomiarów hałasu turbin wiatrowych stosować metodę próbkowania, a liczebność próbek oraz czas pomiaru pojedynczej próbki ustalać zgodnie z obowiązującą metodą referencyjną (Dz. U. poz. 1542. 2014), w zależności od sytuacji akustycznej towarzy-

szącej pomiarom. Z dotychczas przeprowadzonych pomiarów wynika, że czas pomiaru próbki umożliwiający eliminację wpływu zakłóceń, nie przekracza 60 s, a często wymaga skrócenia do 10 s. Taki dobór czasu pomiaru dotyczy zarówno rejestracji hałasu turbin wiatrowych, jak i tła akustycznego po ich wyłączeniu i zatrzymaniu.

3.4. Lokalizacja punktów pomiarowych

Położenie punktu pomiarowego określa jego lokalizacja w terenie np. współrzędne geograficzne oraz wysokość nad poziomem terenu w punkcie pomiaru. W pomiarach hałasu turbin wiatrowych należy uwzględnić również wykonaną wcześniej, numeryczną analizę akustyczną, zawartą w raporcie oddziaływania na środowisko. Prawidłowo wykonana analiza numeryczna, zgodnie z obowiązującą w Polsce i wielu krajach normą (PN-ISO 9613-2:2002 2002), określa zasięgi dla izofon hałasu (mapy hałasu). Analiza numeryczna powinna określać położenie punktów obliczeniowych dla najbliższej położonych terenów chronionych akustycznie, podając jednocześnie wyniki obliczeń poziomów imisji hałasu w tych punktach oraz poziomy dopuszczalne. Charakter zabudowy chronionej akustycznie ustala się na podstawie planów zagospodarowania przestrzennego lub na podstawie informacji z gminy o rzeczywistym zagospodarowaniu terenu, w przypadku braku takich planów. Z wykonanych własnych obliczeń numerycznych dla wielu projektów farm wiatrowych wynika, że zachowanie poziomów dopuszczalnych w środowisku wymaga odsunięcia skrajnych turbin od najbliższych terenów chronionych akustycznie na odległość w granicach 400-700 m, zależnie od typu i możliwości regulacyjnych turbin wiatrowych. Zatem pomiary kontrolne, wykonywane są również w odległościach około 400-700 m od najbliższej turbiny. Pomiary hałasu turbin wykonywane w takich odległościach, przy średnich prędkościach wiatru bliskich 5,0 m/s na wysokości 4,0 m, jak wykazuje praktyka, bardzo często są nierozróżnialne z tłem akustycznym, co uniemożliwia ocenę na podstawie pomiarów.

Sugeruje się, lokalizację punktów obliczeniowych i pomiarowych na granicach działek, najbliższych terenów chronionych akustycznie, wynikających z map ewidencyjnych. Lokalizacja tych punktów przy elewacji najbliższych budynków zwiększa odległość od najbliższych turbin, ogranicza możliwości rozbudowy obiektów chronionych w przyszłości i wymaga korekty zmniejszającej wyniki pomiarów kontrolnych

o 3,0 dB. Wykonywanie obliczeń i pomiarów kontrolnych, w punktach położonych na granicy działek najbliższych terenów akustycznych, jest bardziej bezpieczne dla środowiska i ludzi, co potwierdza szereg badań własnych wykonanych na pracujących farmach wiatrowych.

Istotnym elementem pomiaru jest zalecane w rozporządzeniu (Dz. U. poz. 1542. 2014) położenie mikrofonu pomiarowego na wysokości 4,0 m nad poziomem terenu. To zalecenie wydaje się być nieuzasadnione w przypadku turbin wiatrowych, ze względu na fakt niższych prędkości wiatru bliżej powierzchni terenu. Sugeruje się zatem lokalizację mikrofonu podczas pomiaru hałasu turbin na wysokości 1,5-1,8 m nad poziomem terenu, zbliżoną do położenia odbiornika słuchu, jakim jest ucho ludzkie.

3.5. Pomiary tła akustycznego

Pomiary tła akustycznego należy wykonać w tych samych punktach pomiarowych, w których mierzono hałas, przyjmując ten sam czas pomiaru próbki i zasady eliminacji zakłóceń. Pomiar tła wykonuje się po wyłączeniu i zatrzymaniu turbin wiatrowych. Obowiązująca metodyka referencyjna dopuszcza pomiar tła w innym punkcie o podobnych właściwościach, w przypadku braku możliwości wyłączenia źródeł, przykładowo w cieniu akustycznym za przegrodą. W przypadku pomiarów hałasu turbin wiatrowych, należy unikać takiego wyboru, ponieważ w cieniu akustycznym, za przegrodą, eliminuje się zarówno wpływ źródła, czyli turbin wiatrowych oraz wpływ wiatru, rejestrując zdecydowanie inne tło akustyczne niż w punkcie pomiarowym. W dotychczas wykonanych pomiarach nie napotymano problemów z zatrzymaniem turbin na czas pomiarów tła, mając stałą łączność podczas pomiarów z operatorem farmy wiatrowej. Obowiązkowy pomiar tła w punkcie pomiarowym, w przypadku źródła, jakim są turbiny wiatrowe, powinien być wpisany do zalecanej metodyki referencyjnej.

3.6. Prędkość i kierunek wiatru oraz warunki atmosferyczne podczas pomiarów

Obowiązująca referencyjna metoda wykonywania pomiarów hałasu (Dz. U. poz. 1542. 2014) ogranicza prędkość wiatru podczas pomiarów do wartości średniej 5 m/s. Warunek ten dotyczy wszystkich pomiarów środowiskowych i wynika z faktu, że przy prędkościach wiatru na

wysokości mikrofonu powyżej 5 m/s, pomiary stają się nierozróżnialne z tłem, ze względu na wysoki poziom tła akustycznego. Zjawisko to występuje również, podczas większości pomiarów od źródeł hałasu nie będących turbinami wiatrowymi.

Należy podkreślić, że obowiązujące ograniczenie średniej prędkości wiatru, nie dotyczy prędkości wiatru na wysokości osi turbiny wiatrowej, które najczęściej położone są na wysokości 100 i więcej metrów nad poziomem terenu. W praktyce prędkość wiatru, mierzona podczas pomiarów, określana jest na poziomie mikrofonu pomiarowego, najczęściej jest to wysokość 4,0 m nad poziomem terenu. Mając na uwadze, że na poziomie punktu pomiarowego występuje duża zmienność prędkości i kierunku wiatru, proponuje się wykonywanie pomiarów kontrolnych hałasu turbin wiatrowych przy średniej prędkości wiatru w przedziale 2,5-5,0 m/s, mierzonej na wysokości 3,0 m, co jest zgodne z warunkami obowiązującej normy obliczeniowej (PN-ISO 9613-2:2002 2002). Do oceny zagrożenia, należy przyjmować wyniki pomiarów zarejestrowane dla prędkości wiatru maksymalnie zbliżonej do 5 m/s, pod warunkiem, że są one rozróżnialne z tłem lub łączny wynik pomiaru hałasu i tła, nie przekracza poziomu dopuszczalnego w punkcie pomiarowym. W tym samym czasie, na poziomie osi wirnika, prędkość wiatru jest znacznie większa i może być zbliżona, a nawet osiągać wartość odpowiadającą maksymalnym poziomom mocy akustycznej. Zależy to od ukształtowania terenu, typu turbin i wysokości wieży nośnej turbin.

Autorzy artykułu prowadząc pomiary dodatkowo rejestrowali godzinę pomiarów w każdym punkcie pomiarowym, co pozwalało na określenie odpowiadającej im prędkości wiatru na poziomie osi wirnika, każdej turbiny wiatrowej badanej farmy. Dane takie, uzyskuje się od dyspozytora farmy wiatrowej, w postaci plików zapisów komputerowych pomiarów prędkości wiatru w funkcji czasu, wykonywanych i rejestrowanych ciągle, w czasie rzeczywistym na wysokości gondoli turbin wiatrowych. Informacje te mogą być podawane w różnych formach, z których najlepszą są zapisy średniej prędkości wiatru w kolejnych 10 minutowych przedziałach dla całej doby obejmującej czas pomiarów. Informacje te, łącznie z charakterystyką akustyczną badanego typu turbiny i znajomością wysokości wieży, pozwalają określić poziom mocy akustycznej poszczególnych turbin w trakcie pomiarów. W tabeli 2 podano przykładowe wyniki badań własnych (pora nocna), dla farmy złożonej

z 11 turbin wiatrowych, każda o mocy 3,0 MW, pokazujące średnie prędkości wiatru podczas pomiarów na wysokości punktu pomiarowego i odpowiadające im prędkości wiatru na wysokości pracujących turbin.

Tabela 2. Przykładowe wyniki pomiarów własnych

Table 2. Sample results of own measurements

Nr punktu	Prędkość i kierunek wiatru		Prędkość i kierunek wiatru		Prędkość i kierunek wiatru	
	Na wysokości 4,0 m 3,8-4,9 m/s, SW		Na wysokości 4,0 m 2,9-4,4 m/s, NE		Na wysokości 4,0 m 2,7-4,5 m/s, W	
	Na wysokości 120,0 m 9,1-10,6 m/s, SW		Na wysokości 120,0 m 8,3-9,5 m/s, NE		Na wysokości 120,0 m 5,8-8,9 m/s, W	
	Zmierzony łączny poziom równoważny L_{Aim} (dB)	Zmierzony poziom tła L_{At} (dB)	Zmierzony łączny poziom równoważny L_{Aim} (dB)	Zmierzony poziom tła L_{At} (dB)	Zmierzony łączny poziom równoważny L_{Aim} (dB)	Zmierzony poziom tła L_{At} (dB)
	12/2013		03/2014		06/2014	
P1	44,6	42,2	43,1	41,8	43,7	39,2
P2	43,8	42,0	43,7	40,2	42,7	38,9
P3	44,7	43,8	43,9	41,6	43,5	39,7
P4	44,1	42,9	43,4	39,8	43,1	39,1
P5	44,3	41,9	42,8	38,5	43,0	38,3
P6	43,9	42,5	42,5	38,2	42,8	38,4

Wyniki pomiarów oznaczone w tabeli 2 kolorem szarym wskazują, że poziom imisji hałasu w punktach kontrolnych był nierozróżnialny z tłem akustycznym, ($\Delta L = L_{Aim} - L_{At} < 3$).

Podczas pomiarów prowadzonych na ponad 15 farmach wiatrowych zaobserwowano, że w tym samym czasie prędkość wiatru na poszczególnych turbinach farmy różni się od siebie, często różnice te są znaczne. W tabeli 3 pokazano przykładowe rzeczywiste prędkości wiatru występujące podczas pomiarów w porze nocnej. Badania prowadzone były na farmie składającej się z 11 turbin, każda o mocy znamionowej 3,0 MW o wysokości wieży $H=120$ m. Prędkość wiatru w tym samym czasie na wysokości 4 m zawierała się w przedziale 3,4-4,7 m/s.

W analizowanym przypadku, różnice prędkości wiatru dla poszczególnych turbin w tym samym czasie (np. 05:30:00), zawierały się w przedziale od 4,4 m/s (turbina T5) do 9,6 m/s (turbina T11). Podobne zjawisko zaobserwowano na wszystkich badanych farmach wiatrowych. Podkreślić należy, że w obliczeniach numerycznych zakłada się najbar-

dziej niekorzystny przypadek pracy wszystkich turbin przy prędkości wiatru odpowiadającej maksymalnemu poziomowi mocy akustycznej. W praktyce, przypadek taki może zaistnieć tylko przy bardzo dużych prędkościach wiatru, znacznie przekraczających 5 m/s, na wysokości mikrofonu w punkcie pomiarowym. Przy takich prędkościach wiatru w punktach pomiarowych, odległych od turbin o ponad 400 m, poziom tła akustycznego powodowany wiatrem, przekracza poziomy hałasu rejestrowanego od turbin wiatrowych, a wykonanie poprawnego pomiaru i oceny staje się niemożliwe.

Tabela 3. Pomiary prędkości wiatru na wysokości osi wirnika
Table 3. Measurements of wind speed at the height of rotor axis

Godz.	Prędkość wiatru [m/s]											Średnia z turbin [m/s]
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10	T11	
5:30:00	8,3	8,8	8,2	4,7	4,4	7,7	9,1	9,3	5,8	8,8	9,6	7,7
5:40:00	9,7	10,1	9,5	5,9	5,4	7,8	9,5	9,9	7,5	9,2	9,4	8,5
5:50:00	9,3	9,9	9,5	7,4	6,8	7,7	9,7	10,1	7,0	9,5	9,8	8,8
6:00:00	10,3	10,5	10,4	5,9	5,7	8,2	10,9	9,7	5,5	10,2	10,3	8,9
	Średnia prędkość wiatru dla każdej turbiny [m/s]											
	9,4	9,8	9,4	6,0	5,6	7,8	9,8	9,7	6,4	9,4	9,8	

Na wyniki pomiarów hałasu mają wpływ również kierunek wiatru oraz warunki atmosferyczne: wilgotność, temperatura i ciśnienie. W trakcie roku zmienia się również poszycie terenu. Wiosną i latem grunt pokryty jest roślinnością, jesienią i zimą grunt jest zaorany lub pokryty pokrywą śnieżną. Uzasadnione jest zatem prowadzenie pomiarów w czterech porach roku, co pozwala na uwzględnienie tych parametrów i daje znacznie więcej informacji na temat klimatu akustycznego w otoczeniu badanej farmy wiatrowej.

3.7. Sposób oceny zagrożenia

Ocena zagrożenia hałasem emitowanym przez farmy wiatrowe, polega na porównaniu wyników pomiarów z poziomami dopuszczalnymi, określonymi dla najbliższych terenów chronionych akustycznie. Aktualnie pomiary hałasu wykonywane w otoczeniu farm wiatrowych zgodnie z obowiązującą metodyką referencyjną (Dz. U. poz. 1542. 2014) budzą wiele kontrowersji, co spowodowane jest uniwersalnością tych

przepisów. W przypadku pomiarów i oceny hałasu farm wiatrowych, metodyka ta powinna być zmodyfikowana w sposób uwzględniający specyfikę pracy turbin wiatrowych, których poziom mocy akustycznej, uzależniony jest od prędkości wiatru. W analizach akustycznych turbin wiatrowych wskazane jest prowadzenie pomiarów przy prędkościach wiatru bliskich maksymalnej, dopuszczalnej przepisami wartości, a więc zbliżonej do 5 m/s. Jednak w wielu pomiarach wykonanych dla takich prędkości wiatru stwierdzono (tabela 2), że poziom emisji hałasu był nierozróżnialny z tłem akustycznym, ponieważ $\Delta L = L_{Aim} - L_{At} < 3$, zatem brak było możliwości określenia poziomu emisji hałasu od elektrowni wiatrowych na podstawie pomiarów. Nie wyklucza to jednak możliwości stwierdzenia braku przekroczeń poziomów dopuszczalnych hałasu w środowisku w przypadku, gdy sumaryczny, zmierzony poziom hałasu od farmy wiatrowej i tła akustycznego, nie przekraczał wartości poziomu dopuszczalnego pory dziennej i nocnej w danym punkcie. W przypadkach takich nie można określić wartości równoważnego poziomu dźwięku od farmy wiatrowej. Można natomiast stwierdzić, że poziom ten, o nieznannej wartości, nie stanowi zagrożenia dla środowiska i ludzi. Przetawiony sposób interpretacji powinien być zapisany w obowiązującej metodyce referencyjnej wykonywania pomiaru hałasu farm wiatrowych. Przypadki pomiaru hałasu nierozróżnialnego z tłem akustycznym są często rejestrowane w praktyce pomiarowej hałasu od farm wiatrowych. Na problemy związane z doбором optymalnych parametrów prędkości wiatru podczas pomiarów, zwracają uwagę także autorzy innych publikacji (Wszolek & Kłaczyński 2014).

4. Podsumowanie i wnioski

Obowiązująca metoda referencyjna pomiarów hałasu (Dz. U. poz. 1542. 2014), po wprowadzeniu modyfikacji uwzględniającej specyfikę pracy turbin wiatrowych, może być stosowana do pomiarów i oceny hałasu farm wiatrowych.

Proponuje się następujące zmiany, zalecenia i uzupełnienia metodyki referencyjnej wykonywania pomiarów hałasu w odniesieniu do turbin wiatrowych:

- Wprowadzić zalecenie prowadzenia pomiarów wyłącznie metodą próbkowania ze względu na zmienność prędkości wiatru i innych parametrów meteorologicznych w ciągu doby.
- Czas pomiaru próbki umożliwiający eliminację wpływu zakłóceń ustalić na 60 s, a przy częstych zakłóceniach skrócić do 10 s. Warunek ten dotyczy zarówno pomiaru hałasu turbin, jak i tła akustycznego po wyłączeniu i zatrzymaniu turbin.
- Pomiary tła akustycznego należy wykonywać wyłącznie po zatrzymaniu turbin w tych samych punktach kontrolnych, w których mierzono hałas podczas ich pracy.
- Lokalizację kontrolnych punktów pomiarowych należy ustalić na granicach działek najbliższych terenów chronionych akustycznie na wysokości 1,5 m nad poziomem terenu, a nie przy elewacji budynku chronionego.
- Pomiary hałasu należy wykonywać przy prędkości wiatru zawartej w granicach od 2,5 m/s do 5,0 m/s, mierzonej w pionie pomiarowym na wysokości 3,0 m.
- Wprowadzić zalecenie prowadzenia pomiarów w czterech porach roku, co pozwoli na uwzględnienie zmiennych w ciągu roku warunków atmosferycznych takich, jak: wilgotność, temperatura, ciśnienie i kierunek wiatru oraz zmiennego poszycia terenu wpływającego na propagację fali dźwiękowej.
- Przed pomiarami zespół pomiarowy powinien zapoznać się z częścią akustyczną raportu oddziaływania na środowisko oraz z dokumentacją techniczną turbin wiatrowych i ustalić, przy jakich prędkościach wiatru dany typ turbiny osiąga maksymalny poziom mocy akustycznej.
- Wprowadzić obowiązek udostępnienia zespołowi pomiarowemu przez dyspozytora farmy wiatrowej informacji, o średnich prędkościach wiatru na poszczególnych turbinach, podczas wykonywania zaleczonego w decyzji środowiskowej monitoringu hałasu.
- Na podstawie zapisów komputerowych dyspozytora farmy wiatrowej należy ustalić, przy jakich prędkościach wiatru na wysokości osi poszczególnych turbin wykonano pomiary emisji hałasu. W raporcie z badań należy podać przedział uśrednionych wartości prędkości wiatru, odpowiadający czasowi wykonywania pomiarów.

- W przypadkach, gdy zmierzony poziom emisji hałasu jest nierozróżnialny z tłem akustycznym, a jednocześnie poziom emisji nie przekracza wartości poziomów dopuszczalnych pory dziennej i nocnej w danym punkcie, wprowadzić zapis interpretacyjny, że w takim przypadku poziom emisji hałasu w danym punkcie nie stanowi zagrożenia dla środowiska i ludzi.

Łączne informacje odnośnie zagrożenia hałasem od farm wiatrowych uzyskane z poprawnie przeprowadzonej analizy numerycznej na etapie projektowania farmy oraz porealizacyjnych pomiarów terenowych, prowadzonych w sposób uwzględniający opisane zalecenia i uzupełnienia, umożliwią obiektywną ocenę akustyczną farm wiatrowych na środowisko.

Literatura

- Boczar, T. (2008). *Energetyka wiatrowa. Aktualne możliwości wykorzystania*. Gliwice: Wydawnictwo PAK.
- Boczar, T., Malec, T., Wotzka, D. (2012). Studies on Infrasound Noise Emitted by Wind Turbines of Large Power. *Acta Physica Polonica A.*, 122(5), 850-853.
- Bullmore, A., Adcock, J., Jiggins, M., Cand, M. (2009). Wind Farm Noise Predictions and Comparison with Measurements. *Third International Meeting on Wind Turbine Noise*. Aalborg, Denmark.
- Dz. U. 2012 Nr 0 poz. 1109. (2012). *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 października 2012 r. zmieniającym rozporządzenie w sprawie dopuszczalnych poziomów hałasu w środowisku*. Warszawa: Dziennik Ustaw.
- Dz. U. 2014 Nr 0 poz. 1542. (2014). *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 30 października 2014 r. w sprawie wymagań w zakresie prowadzenia pomiarów wielkości emisji oraz pomiarów ilości pobieranej wody*. Warszawa: Dziennik Ustaw.
- Dz. U. Nr 120 poz. 826 (2007). *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 14 czerwca 2007 r. w sprawie dopuszczalnych poziomów hałasu w środowisku*. Warszawa: Dziennik Ustaw.
- ETSU-R-97 (1996). *The Assessment and Rating of Noise from Wind Farms*. England: UK Department of Trade and Industry.
- GE (2012). *Technical Documentation Wind Turbine Generator Systems 2.x-100 - 50 Hz, Product Acoustic Specifications Noise-Reduced Operation according to IEC, Incl. Octave Band Spectra, Incl. 1/3rd Octave Band Spectra*. General Electric Company.

- Ingenieurbüro für akustik BUSCH GmbH. (1998). *Summary of an acoustical report*. Germany: Westensee.
- Ingielewicz, R., & Zagubień, A. (2013). The infrasound noise measurement emitted by wind farm. *Measurement Automation and Monitoring*, 59(7), 725-727.
- Ingielewicz, R., & Zagubień, A. (2014). Infrasound noise of natural sources in environment and infrasound noise of wind turbines. *Pol. J. Environ. Stud.* 23, 1323-1327.
- Item no.: 943111.R2. (2000). *General Specification 660 kW Variable Slip Wind Turbines*. Denmark: Vestas.
- Jabben, J., & Verheijen, E. (2012). Options for Assessment and Regulation of Low Frequency Noise. *Journal of Low Frequency Noise, Vibration and Active Control*, 31(4), 225-238.
- Nr ewid. 131/2014/P/13/189/LWR. (2014). *Informacja o wynikach kontroli. Lokalizacja i budowa lądowych farm wiatrowych*. Warszawa: Najwyższa Izba Kontroli.
- Pierzga, R., Boczar, T., Wotzka, D., Zmarzły, D. (2013). Studies on Infrasound Noise Generated by Operation of Low-Power Wind Turbine. *Acta Physica Polonica A.*, 124(3), 542-545.
- Pleban, D., Radosz, J. (2015). Hałas emitowany przez turbinę wiatrową podczas pracy. *Rynek Energii*, 3(118), 109-114.
- PN-ISO 9613-2:2002 (2002). *Akustyka – Tłumienie dźwięku podczas propagacji w przestrzeni otwartej, Ogólna metoda obliczania*. Warszawa: Wydawnictwo PKN.
- Szulczyk, J., Cempel, Cz. (2010). *Hałas turbin wiatrowych w zakresie infradźwięków*. Kraków: Międzynarodowa konferencja Monitoring Środowiska.
- Wszolek, T., Kłaczyński, M. (2014). Problems in Measurements of Noise Indicators for Wind Turbines in Poland. *Forum Acusticum*. Poland: Cracow.

Problems of Assessment of Wind Farm Noise on the Basis of Local Control Measurements

Abstract

In the article we made an attempt of description and explanation of specificity of wind farm noise issues and also we have suggested some ideas of supplementing methods of measurement and assessment of wind farm noise which are in force in Poland. The discussion concerns audible noise corrected by corrective curve – A. Suggested reference method of measurement sets up many limitations regarding weather conditions during measurements, localiza-

tion of measuring points, measurements sets and it also determines the way of performing measurements.

The assessment of noise risk is made on the basis of the result of measurement in a form of equivalent noise level which is compared to permissible noise levels for both day and night time.

The authors suggest following changes, recommendations and supplements of reference methodology of noise measurement regarding wind turbines:

- Introducing recommendation of measurements only by sampling method, regarding changeable wind speed and other weather parameters during the day and night.
- The time of sample measurement enabling elimination of influence of disruptions should be 60 seconds; in cases of frequent disruptions – 10 seconds. This concerns both the measurement of turbine noise and acoustic background after switching off and stopping the turbines.
- The measurements of acoustic background should be done only after stopping the turbines, in the same control points where the measurements of noise were done when the turbines were working.
- All control points should be set up on the borders of closest acoustically protected areas, at the height of 1.5 m above the ground level – not next to the walls of the protected building.
- Noise measurements should be done at the speed of wind – from 2.5 m/s to 5.0 m/s, measured vertically at 3.0 m.
- There should be recommendation to carry out the measurements in four year seasons, which will enable considering changeable weather conditions such as: humidity, pressure and wind direction and also changeable undergrowth of the area influencing the sound wave propagation.
- Before measurements, the team should get acquainted with the acoustic part of the report of impact on environment and with the technical documentation of the wind turbines to establish at what wind speed the certain type of a turbine reaches maximum sound power level.
- There should be the obligation to make it accessible for the team to get information about average wind speed for each turbine during performing noise monitoring, recommended in environmental decision.
- On the basis of computer records of wind farm dispatcher it should be established at what wind speeds, at the height of the axis of certain wind turbines, noise immersion measurements were done. In the report there should be given the range of averaged values of wind speed related to the time of doing measurements.

- In cases when the measured noise immission level is undifferentiated from acoustic background and in the same time, the immission level does not exceed the permissible levels for day and night time, in a certain point there should be an interpretation record, stating that in this case the level of noise immission in this certain point is not a threat to the environment and people.

Joint information regarding the noise threat connected with wind turbines gained from properly conducted numerical analysis at the stage of wind farm project and after-realisation local measurements, carried out in a way considering all recommendations and supplements will enable the objective acoustic assessment of wind farm impact on the environment.

Streszczenie

W artykule podjęto próbę opisanie i wyjaśnienia specyfiki zagadnień akustyki farm wiatrowych oraz przedstawiono propozycje uzupełnienia obowiązujących w Polsce metod pomiaru i oceny hałasu farm wiatrowych. Rozważania dotyczą hałasu słyszalnego korygowanego krzywą korekcji A. Zalecana referencyjna metodyka pomiarowa ustala szereg ograniczeń, co do warunków atmosferycznych panujących podczas pomiarów, lokalizacji punktów pomiarowych, zestawów pomiarowych oraz określa sposób wykonywania pomiaru. Do najistotniejszych zapisów obowiązującej w Polsce metodyki referencyjnej, ze względu na pomiary hałasu turbin wiatrowych, należy ograniczenie prędkości wiatru na wysokości mikrofonu, do wartości średniej nie większej od 5 m/s. Ocenę zagrożenia hałasem, wykonano na podstawie wyniku pomiaru w postaci równoważnego poziomu dźwięku, który jest porównywany z poziomami dopuszczalnymi określonymi dla pory dziennej i pory nocnej. W celu wykonania oceny dla możliwie najbardziej niekorzystnego akustycznie przypadku pracy turbin wiatrowych, pomiary należałoby wykonać przy prędkości wiatru odpowiadającej maksymalnym poziomom mocy akustycznej turbin.

W wyniku prowadzonych obliczeń numerycznych dla ponad 50 projektów budowy farm wiatrowych oraz podczas pomiarów na ponad 15 dużych farmach wiatrowych autorzy artykułu zgromadzili bazę danych związanych z numeryczną analizą akustyczną i pomiarami hałasów generowanych przez elektrownie wiatrowe. Zawarte w artykule propozycje zmian obowiązującej metodyki pomiarowej wynikają z własnych doświadczeń pomiarowych. W artykule podjęto próbę opisanie i wyjaśnienia specyfiki zagadnień akustyki farm wiatrowych oraz przedstawiono propozycje uzupełnienia obowiązujących w Polsce metod pomiaru i oceny hałasu farm wiatrowych.

Zaproponowano szereg zmian i uzupełnień metodyki referencyjnej wykonywania pomiarów hałasu w odniesieniu do turbin wiatrowych. Zwrócono uwagę na częste przypadki występujące w praktyce rejestracji hałasu od elektrowni wiatrowych jak np.: pomiar nierozróżnialny z tłem akustycznym. Uzasadniono konieczność wprowadzenia zalecenia wykonywania pomiarów hałasu elektrowni wiatrowych wyłącznie metodą próbkowania oraz podano sposób eliminacji zakłóceń. Podano kryteria lokalizacji punktów pomiarowych. Zaproponowano konieczność wykonywania pomiarów w czterech porach roku. Podano zakres prędkości wiatru, podczas którego powinno wykonywać się pomiar hałasu. Zwrócono uwagę na konieczność podawania w raporcie z badań prędkości wiatru rejestrowanych na wieżach turbin. Zaproponowano interpretację przypadku, gdy zmierzony poziom imisji hałasu jest nierozróżnialny z tłem akustycznym, a jednocześnie poziom imisji nie przekracza wartości poziomów dopuszczalnych pory dziennej i nocnej w danym punkcie, że w takim przypadku poziom imisji hałasu w danym punkcie nie stanowi zagrożenia dla środowiska i ludzi.

Słowa kluczowe:

pomiar hałasu, farma wiatrowa, metodyka pomiarowa

Keywords:

noise measurement, wind farm, measurement methodology



Początek ruchu i transport rumowiska na odcinku Odry swobodnie płynącej w aspekcie wymaganych głębokości tranzytowych

Robert Kasperek, Robert Głowski
Uniwersytet Przyrodniczy, Wrocław

1. Wprowadzenie

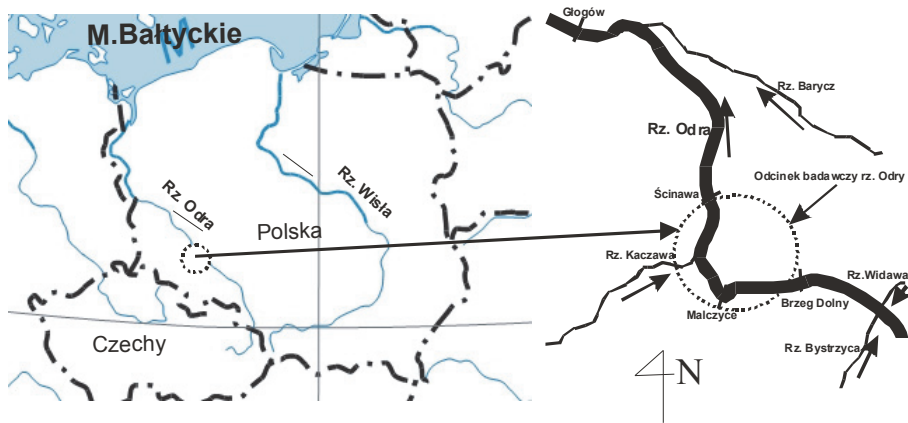
Odra swobodnie płynąca znajduje się między stopniem wodnym Brzeg Dolny (km 282) a ujściem do jeziora Dąbie w Szczecinie (km 742). Rzekę rozpoczęto regulować w XVIII w., aby umożliwić transport między Śląskiem a Morzem Bałtyckim. Założono, że w przyszłości będzie ona łączyć Morze Bałtyckie z Czarnym oraz inne szlaki wodne w Europie (Dunaj, Łaba). Aby zrealizować te cele należało skanalizować rzekę poprzez jej zabudowę stopniami, kontynuować regulację zapewniającą żeglugę przy niskich stanach oraz wybudować zbiorniki zasilające Odrę podczas niżówek (Kasperek i Wiatkowski 2014). Przegrodzenie rzeki stopniem powoduje zmianę reżimu hydrologicznego oraz naruszenie jej równowagi (Laks i inni 2013). W obrębie stopnia tuż powyżej jazu rumowisko jest zatrzymywane, następuje jego akumulacja oraz zamulanie. Na pewnym odcinku tuż poniżej jazu ilość rumowiska odprowadzanego przez rzekę jest większa od ilości doprowadzanej, występuje wówczas zjawisko erozji. Poniżej odcinka erodowanego zachodzi sytuacja odwrotna tzn. ilość rumowiska odprowadzanego przez rzekę jest mniejsza od doprowadzanego (Kasperek 2015).

Zadaniem regulacji rzeki Odry swobodnie płynącej od 1819 r. za pomocą ostróg było zapewnienie minimalnej głębokości tranzytowej, regularne ukształtowanie szlaku żeglownego oraz umożliwienie swobodnego przemieszczania się rumowiska, bez rozmyć i przemiałów. Pod

koniec XIX w. rozpoczęto kanalizację Odry powyżej Wrocławia. Najpierw wybudowano 12 stopni na odcinku Koźle - ujście Nysy Kłodzkiej. Następnie w latach 1907-1922 powstało 10 kolejnych stopni. Po II wojnie światowej ze względu na złe warunki dla żeglugi wybudowano stopień Brzeg Dolny (1958 r.). Aktualnie trwa budowa następnego stopnia w Malczycach (km 300). Warunki żeglugowe w Odrze zmieniają się w zależności od zjawisk hydrologicznych. Im większe są wahania przepływów, tym większe trudności dla żeglugi. Widać to szczególnie na odcinku między Brzegiem Dolnym a Ścinawą (rysunek 1). Głębokości żeglugowe zależą tu również od procesów fluwialnych: erozja, sedymentacja, transport (Söhngen et al. 1998).

Ważnym zagadnieniem podczas eksploatacji dróg wodnych jest analiza wpływu strumienia zaśrubowego na dno rzeki. Często jego wynikiem jest zniszczenie umocnienia dna w postaci sztucznego obrukowania (miąższość 20 cm i uziarnienie $d_{50} = 24-30$ mm) podczas niskich i średnich stanów wody. Przy tych właśnie głębokościach trudno jest zapewnić minimalny prześwit $h_d = 0,8$ m między dnem statku a rzeką. Dlatego też należy zachować zalecane minimalne głębokości drogi wodnej, określone dla Odry Środkowej oraz Renu i Dunaju (Rozporządzenie 2002). Wg Kulczyka i Wintera (2003) zapas h_d należy przyjmować min. 0,25 m i nie mniej niż $(0,15-0,20)T$. Dla pchaczy stosowanych na Odrze T wynosi 1,4-2,5 m, a $h_d = 0,2T = 0,28-0,5$ m. Natomiast dla Dunaju i Renu przyjęto $h_d = 0,8$ m w przypadku obrukowania dna oraz 0,5 m podczas dokarmiania rzeki rumowiskiem wleczonym, które są większe niż dla Odry. Prześwity h_d dla piaszczystego dna Odry nie są właściwe dla sztucznego obrukowania na odcinku Malczyce-Ścinawa. Dlatego też, zaleca się wykonywanie robót za pomocą barek, które nie naruszają świeżo obrukowanej warstwy oraz należy unikać prac przy przepływach niższych od średniego SSQ, przy których h_d jest zbyt małe. Aby uniknąć niszczącego działania pędników na dno Odry nie należy również używać śruby przy unieruchomionym statku, manewry wykonywać płynnie oraz zeglować w odpowiedniej odległości od umocnień koryta.

W pracy przedstawiono analizę ruchu rumowiska w aspekcie warunków żeglugowych na odcinku Odry swobodnie płynącej. W tym celu wykorzystano badania innych autorów, własne pomiary hydrometryczne, pobrano materiał denny i pomierzono jego transport.



Rys. 1. Lokalizacja odcinka badawczego Odry swobodnie płynącej
Fig. 1. Location of study sector of the freely flowing Odra River

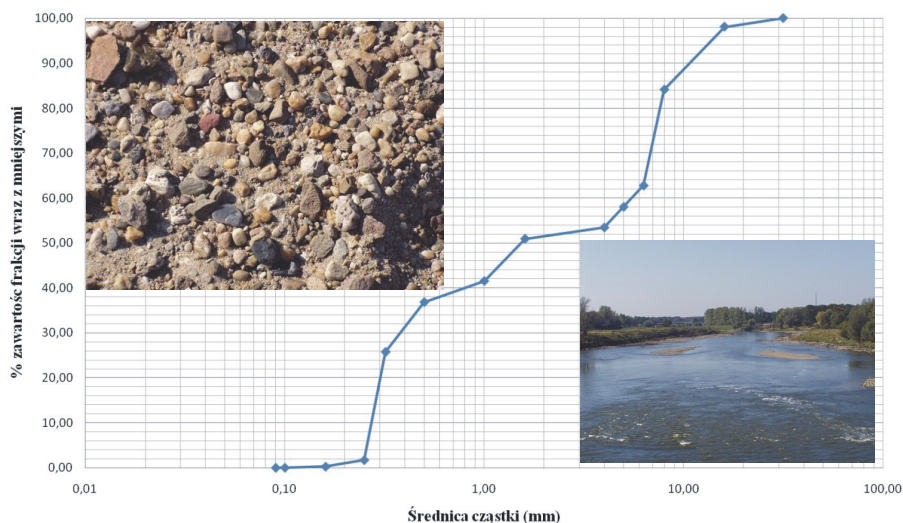
2. Ruch rumowiska

Rumowisko w rzekach to materiał poruszany przez wodę w sposób ciągły lub okresowy, na całej długości lub odcinkach. Może ono być transportowane w postaci zawiesiny (Wiatkowski i inni 2013), unosin i wleczyn. Rumowisko unoszone to cząstki przemieszczane przez wodę o średnicy do 1-2 mm. Do rumowiska wleczonego zalicza się większe ziarna, które poruszają się w przydennej warstwie ciekłu poprzez toczenie, przesuwanie lub skakanie (otoczaki 40-80 mm, żwiry 2-40 mm i piaski 0,25-2 mm). Najczęściej jednak rumowisko wleczone przemieszcza się w postaci form dennych, które następnie tworzą jeszcze większe formy korytowe np. przemiały (Radecki-Pawlik 2011). Wyraźna granica rozdzielająca rumowisko unoszone od wleczonego nie istnieje. Wraz ze wzrostem prędkości rośnie wielkość cząstek transportowanych jako unosiny oraz ich wysokość nad dnem (Kasperek i inni 2013).

2.1. Materiał denny

Pobieranie gruntu z dna Odry wykonywano w celu ustalenia jego rodzaju, ilości (Haddadchi et al. 2013) oraz miejsc i odcinków podlegających degradacji i agradacji. Badania te zapoczątkował Kornacki, który w okresie 1957-70 analizował uziarnienie na odcinku km 282-304. W latach 90. ubiegłego wieku oraz w okresie 2009-2012 autorzy niniejszej pracy kontynuowali pomiary granulacji na odcinku km 282-332.

W tym celu wykonano analizy mechaniczne próbek za pomocą sit o oczkach 0,1-40 mm. Określono % zawartości poszczególnych frakcji oraz charakterystyczne średnice d_{10} , d_{40} , d_{50} , d_{90} . Z badań Kornackiego wynika, że średnice d_{50} i d_{90} zwiększyły się odpowiednio z 0,70 mm i 6,88 mm (1957 r.) do 2,38 mm i 13,93 mm (1970 r.). W latach 90. ubiegłego wieku autorzy pobrali próby rumowiska zarówno na odcinku Brzeg Dolny-Malczyce oraz Malczyce-Ścinawa. Między Brzegiem Dolnym a Malczycami średnice rumowiska osiągały wartości $d_{10} = 0,25-8,6$ mm; $d_{40} = 0,62-40$ mm; $d_{50} = 1,1-46$ mm i $d_{90} = 16-71$ mm. W porównaniu do badań Kornackiego z okresu 1957-70 materiał denny w latach 90. pogrubiał się. Na odcinku Malczyce-Ścinawa średnice były równe $d_{10} = 0,22-17$ mm; $d_{40} = 0,55-49$ mm; $d_{50} = 0,73-54$ mm i $d_{90} = 3-74$ mm. W ww. okresach na obu odcinkach rzeki zalegały piaski średnie i grube oraz żwiry i otoczaki. W okresie 2009-2012 autorzy ponownie pobrali grunt z Odry w rejonie Malczyc (km 305, rysunek 2). Średnice d_{50} oraz d_{90} były rzędu 1,6 mm i 12 mm (piaski i żwiry).



Rys. 2. Materiał denny, krzywa uziarnienia i odsypiska, rzeka Odra
Fig. 2. Bed material, granulometric curve and outwashes, Odra River

2.2. Transport rumowiska

Terenowe badania rumowiska wleczonego są niezbędne m.in. do ustalenia przemiałów na rzekach żeglownych i obszarów degradacji (Parzonka i inni 2010). Przemiały będące płytkimi miejscami są obecnie dużym utrudnieniem dla żeglugi na Odrze. Dotyczy to przede wszystkim odcinka rzeki swobodnie płynącej poniżej Brzegu Dolnego. Ukończenie stopnia w Malczycach nie poprawi całkowicie warunków żeglugi, a sytuacja ta przeniesie się poniżej i będzie dotyczyć dalszego nieskanalizowanego odcinka. Z badań autorów wynika, że przemiały w Odrze są m.in. wynikiem dopływu i odkładania rumowiska wymytego z dna na skutek intensywnej erozji poniżej jazu w Brzegu Dolnym. W oparciu o wzór Makkawiejewa (1) określono prędkość przemiałów poniżej stopnia Brzeg Dolny i Malczyce, która zmienia się w zależności od warunków hydraulicznych, ukształtowania koryta i składu ziarnowego. Z obliczeń wynika, że przy niskich przepływach przemiały przesuwiają się z prędkością 0,3 m/rok, a przy najwyższych nawet 24 m/rok (tabela 1).

$$v = \frac{50QI}{d_{50}} \text{ (m/rok)} \quad (1)$$

gdzie:

Q - natężenie przepływu wody (m^3/s),

I - średni spadek podłużny rzeki,

d_{50} - przeciętna średnica materiału dennego (mm).

Należy dodać, że przemiały podczas niskich przepływów są regulatorem odpływu wody, tworzą spiętrzenia i większe głębokości na płaszcach.

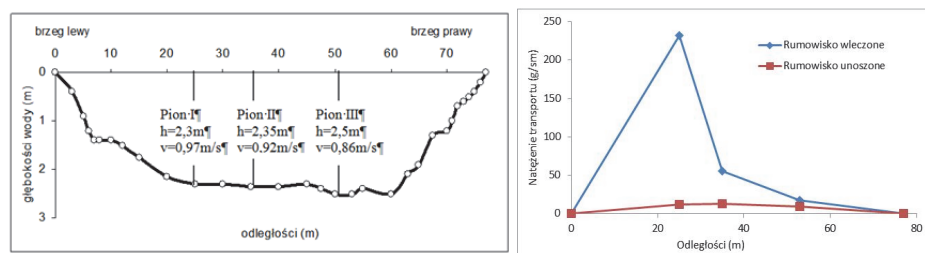
Badanie transportu rumowiska w Odrze przeprowadzono ze statku pomiarowego. Całkowite natężenie przepływu wody było równe $125 \text{ m}^3/\text{s}$, a głębokości w środkowej części koryta zmieniały się w zakresie 2,3-2,5 m. Sondowanie przekroju wykonano w 30 pionach, w 12. z nich określono prędkości, a w 3. pobrano materiał denny oraz pomierzono rumowisko wlezione i unoszone (rysunek 3). Rumowisko pobierano łapaczkami, które były opuszczane na dno rzeki przez kilka minut. W każdym z pionów I, II i III badanie powtarzano 2 lub 3-krotnie, aby wykluczyć błędy pomiarowe.

Tabela 1. Prędkości przemiałów w Odrze swobodnie płynącej
Table 1. Outwash velocities in the freely flowing Odra River

Przekrój	Prędkości (m/rok)							
	Q ₁₃₀	Q ₁₈₀	1981-2005			1998-2009		
			NNQ	SSQ	WWQ	NNQ	SSQ	WWQ
Brzeg Dolny (km 285)	0,5	0,7				0,3	1,2	9,5
Malczyce (km 305)	0,4	0,7	0,3	1,1	24,2	0,3	1,1	9,6
Ścinawa (km 332)	0,4	0,9	0,3	1,3	23,4	0,3	1,3	9,3

Q₁₃₀ - przepływ, któremu odpowiada głębokość wody 130 cm, zapewniająca żeglugę statków o małym zanurzeniu na Odrze swobodnie płynącej. Wartość tego przepływu wynosi w przekroju Brzeg Dolny, Malczyce i Ścinawa odpowiednio 67, 56 i 53 m³/s (Dubicki i inni 2013).

Q₁₈₀ - przepływ, któremu odpowiada głębokość wody 180 cm, wymagana dla drogi wodnej III klasy w Odrze swobodnie płynącej. Wartość tego przepływu wynosi w przekroju Brzeg Dolny, Malczyce i Ścinawa odpowiednio 95, 94 i 110 m³/s (Dubicki i inni 2013).



Rys. 3. Głębokości, prędkości i transport rumowiska, rzeka Odra
Fig. 3. Depths, velocities and sediment transport, Odra River

Najwyższe wleczenie odnotowano w pionie I (231,7 g/s,mb), w którym prędkość była najwyższa 0,97 m/s. Natomiast najniższy transport miał miejsce w pionie III (17,5 g/s,mb), gdzie średnia prędkość wyniosła 0,86 m/s (rysunek 3). Całkowity transport rumowiska wleczonego i unoszonego w przekroju Odry wyniósł 5,8 kg/s. Z badań autorów wynika, że udział wleczyń i unosin jest na poziomie 90% i 10%.

W pionach hydrometrycznych pobrano również materiał denny (MD), który podobnie jak rumowisko wleczone (RW) został poddany analizie sitowej. Wyniki badań granulometrycznych pozwoliły autorom na określenie ich składu ziarnowego oraz analizę porównawczą. Ocenio-

no, które frakcje oraz przy jakich głębokościach i prędkościach są transportowane. Najwięcej było w ruchu RW o wielkości 0,5-1,0 mm. Ich udział wynosił 63% w pionie I, 35% w pionie II i 58% w pionie III. Najmniejszy udział miały frakcje 5-10 mm i 10-20 mm (rzędu kilku %). Przeciętna wielkość wleczyń d_{50} w poszczególnych pionach była zbliżona i zmieniała się od 0,71 mm do 0,99 mm. Odchylenie standardowe krzywej ziarnowej $\sigma = (d_{84}/d_{16})^{0.5}$ RW zmieniało się między 1,7 a 3,0. W pionie I RW było drobniejsze od MD, którego d_{50} była równa 0,86 mm, natomiast w pionach II i III RW zawierało więcej grubszych frakcji niż MD. Wysortowanie MD było na poziomie $U = d_{60}/d_{10} = 2,1-2,5$ a RW 1,9-3,8 (tabela 2).

Tabela 2. Granulometria rumowiska wlezonego i materiału dennego, Odra
Table 2. Granulometry of the bed load and bed material, Odra River

Nr pionu		Frakcje (mm)							d_{50} mm	U	σ
		0,1-0,25	0,25-0,5	0,5-1	1-2	2-5	5-10	10-20			
		Zawartość cząstek wraz z mniejszymi (%)									
I	RW	0	12	63	14	4	3	4	0,80	1,9	1,8
	MD	0	12	54	15	8	7	4	0,86	2,1	2,4
II	RW	0	16	35	17	19	9	4	0,99	3,8	3,0
	MD	0	23	48	14	8	4	3	0,78	2,5	2,1
III	RW	0	25	58	10	4	2	1	0,71	2,3	1,7
	MD	0	23	66	7	2	1	1	0,70	2,2	1,5

2.3. Początek ruchu i przemieszczanie rumowiska

Zmiany dna rzeki oraz tworzenie i przemieszczanie się form korytowych w postaci odsypisk zależą przede wszystkim od rodzaju materiału dennego, początku ruchu i charakterystyki transportu rumowiska (Radecki-Pawlik 2011). W tym celu autorzy przeprowadzili analizę początku ruchu w oparciu o kryterium Shieldsa oraz własne pomiary transportu.

Maksymalna wielkość unosin była rzędu 1-1,5 mm (Banasiak 1999). Dotyczy to wszystkich trzech pionów, w których średnie prędkości zmieniały się w zakresie 0,86-0,97 m/s, a głębokości wynosiły 2,3-2,5 m. Do określenia początku unoszenia w Odrze posłużono się najczęściej stosowanym bezwymiarowym naprężeniem ścinającym a_c .

$$a_c = \frac{hl}{\rho_w \left(\frac{\rho_r}{\rho_w} - 1 \right) d} \quad (2)$$

gdzie:

h - głębokość wody (m),

I - spadek zwierciadła wody (-),

ρ_w - gęstość wody (kg/m^3),

ρ_r - gęstość rumowiska (kg/m^3),

d - średnica ziarna (m).

W pionach pomiarowych określono naprężenie a_c , które wyniosło dla ziaren 1 mm i 1,5 mm odpowiednio 0,335-0,364 (rysunek 4, punkt 1) oraz 0,223-0,242 (punkt 2). Analiza wykazała, że początek unoszenia w Odrze najlepiej opisuje kryterium Van Rijna.

Z pomiarów transportu rumowiska wlezonego wynika, że w pobranych próbach zawartość następujących frakcji była najniższa:

- pion I: 2-5 mm 4%; 5-10 mm 3% i 10-20 mm 4%,
- pion II: 5-10 mm 9% i 10-20 mm 4%,
- pion III: 2-5 mm 4%, 5-10 mm 2% i 10-20 mm 1%.

Do dalszej analizy przyjęto, że właśnie te frakcje, których zawartość w próbach jest znikoma, rzędu kilku %, są uruchamiane i podrywane z dna (początek ruchu). Podobnie, jak dla określenia unoszenia, tak i w przypadku początku ruchu rumowiska wlezonego obliczono bezwymiarowe naprężenie a_c ze wzoru (2). Dla frakcji 2-5 mm i 5-10 mm reprezentowanych odpowiednio przez średnią średnicę 3,5 mm ($a_c = 0,096-0,104$, rysunek 4, punkt 3) i 7,5 mm ($a_c = 0,045-0,048$, punkt 4) początek ruchu przebiega zgodnie z kryterium Shieldsa. Natomiast dla frakcji 10-20 mm naprężenia a_c obliczone w oparciu o pomiary transportu rumowiska wlezonego wynoszą 0,022-0,024 (punkt 5) i są niższe od naprężeń wg Shieldsa.

Badania terenowe na Łabie, Renie i Dunaju (Faulhaber & Alexy 2005, Söhngen et al. 1998) wykazują, że odległość transportu poszczególnych frakcji rumowiska wlezonego po dnie w rzekach o podłożu skonsolidowanym w wyniku sedymentacji jest dużo mniejsza od odległości pokonywanej przez materiał, którym rzeka jest „dokarmiana”. Autorzy wraz ze współpracownikami przeprowadzili podobne badania na Odrze w rejonie Malczyc. 220-metrowy eksperymentalny odcinek rzeki podzielono na trzy pododcinki, które wypełniono trzema rodzajami kruszywa o granulacji 2-8 mm, 8-16 mm i 16-32 mm. Na podstawie tych unikal-

nych terenowych eksperymentów stwierdzono, że poszczególne frakcje przemieściły się na odległość od kilku (grube ziarna) do kilkudziesięciu metrów (drobne ziarna).

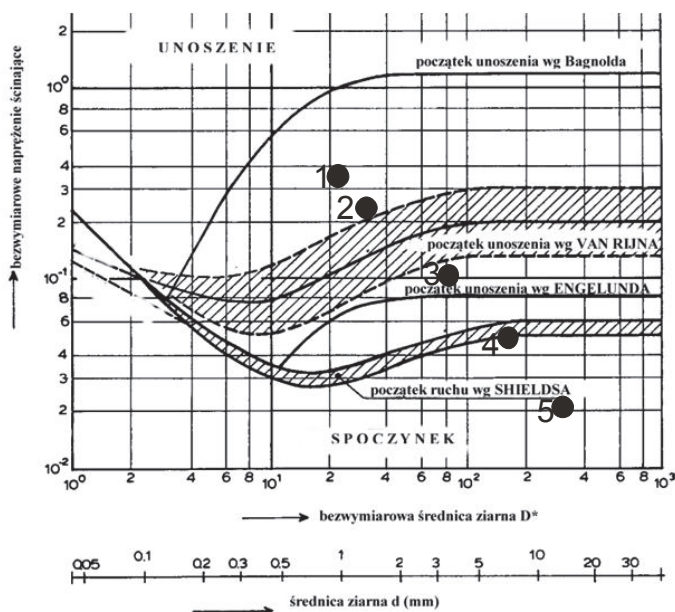
Potwierdzają one również wyniki badań przeprowadzone przez Michalik i współpracowników z Akademii Rolniczej w Krakowie. Stosując metody znacznikowe stwierdzili, że odległość transportu rumowiska zależy od wielkości ziaren. Dla piasków i żwirów 0,5-5 mm odległość ta jest rzędu 58-160 m, a dla otoczek 10-30 mm ok. 50-100 m.

3. Przemiały i głębokości tranzytowe

Wynikiem zabudowy rzeki stopniami jest m.in. zakłócenie równowagi hydrodynamicznej i zdolności transportowej. Rumowisko jest zatrzymywane na górnym stanowisku jazu, natomiast poniżej ma miejsce erozja liniowa. Proces ten występuje na każdej rzece, ale w przypadku rzek zabudowanych stopniami jego dynamika jest intensywniejsza. Dobrym tego przykładem jest odcinek Odry swobodnie płynącej poniżej stopnia Brzeg Dolny (rok budowy 1958, km 282). Badania autorów wykazały, że dynamika erozji dennej w latach 1931-61 (3 lata eksploatacji stopnia Brzeg Dolny) wynosiła 0,66 cm/rok, a w latach późniejszych 1961-85 (27 lat eksploatacji) była równa aż 7,47 cm/rok.

Erozja i wymycie ogromnych ilości materiału dennego spowodowały pogłębienie koryta w nurtowej części oraz znaczne zmniejszenie szerokości przekroju. Wyerodowany materiał został odłożony poniżej, tworząc liczne przemiały utrudniające nawigację na Odrze swobodnie płynącej. W efekcie parametry koryta Odrzańskiej Drogi Wodnej między Brzegiem Dolnym a Ścinawą zmieniły się na tyle, że obniżył się poziom wody, zmniejszyły się drastycznie głębokości wody i korespondujące z nimi głębokości tranzytowe. Zgodnie z Rozporządzeniem (2002), Odra swobodnie płynąca od śluzy w miejscowości Brzeg Dolny (km 283,5) do ujścia rzeki Nysy Łużyckiej (km 542,4, długość szlaku 258,9 km) ma obecnie II klasę drogi wodnej o znaczeniu regionalnym. Wymagane parametry eksploatacyjne na tym odcinku wynoszą: szerokość szlaku 30 m; głębokość tranzytowa 1,8 m i promień łuku 300 m. Aby głębokości tranzytowe były rzędu 1,8 m poniżej Brzegu Dolnego, przepływy powinny być w granicach 95 m³/s w przekrojach Brzeg Dolny (km 284,7) i Malczyce (304,8) oraz 110 m³/s w Ścinawie (km 332). Natomiast dla

uprawiania żeglugi turystycznej, wymagane głębokości rzędu 1,3 m mogą być zapewnione podczas przepływów $67 \text{ m}^3/\text{s}$ (Brzeg Dolny), $56 \text{ m}^3/\text{s}$ (Malczyce) i $53 \text{ m}^3/\text{s}$ (Ścinawa).



Rys. 4. Początek ruchu rumowiska w Odrze swobodnie płynącej

Fig. 4. Incipient movement of sediment in the freely flowing Odra River

W okresie 1997-2009 ilość dni, w których była możliwa żegluga (głębokości wyższe od 1,30 m) na Odrze między Brzegiem Dolnym a Ścinawą zmieniała się w zakresie 121-304 (Dubicki i inni 2013), w zależności od warunków hydrologicznych w danym roku. Głębokości 1,80 m i więcej, wymagane dla II klasy drogi wodnej, zgodnie z Rozporządzeniem (2002), występowały w roku tylko przez 31-173 dni. W tym okresie najmniejsze głębokości występowały w 3 miejscach: km 282,65; 299,1-300,5 i 329,8. Z analiz autorów wynika, że w okresie 2010-2015 znacznie zwiększyła się liczba newralgicznych miejsc z przemiałami, aż do 11: km 282,3-282,6; 311,2; 312,1; 315,4; 315,8; 317; 319,0; 332,0. Głębokości wody podczas niskich przepływów w w/w lokalizacjach nie spełniały wymogów Rozporządzenia (2002) dla uprawiania żeglugi i zmieniały się np. w okresie VI-X.2015 r. następująco: 0 cm na wyjściu

z awanportu dolnego śluzy Brzeg Dolny i w km 296-301; 40-85 cm w km 311,2; 60-105 cm w km 312,1 i 75-105 cm w km 315,4.

4. Wnioski

Przegrodzenie rzeki Odry stopniem Brzeg Dolny spowodowało zmianę reżimu hydrologicznego oraz naruszenie równowagi hydrodynamicznej. Z badań autorów wynika, że przemiały są tu wynikiem m.in. dostawania się i odkładania rumowiska wymytego z rzeki na skutek intensywnej erozji poniżej stopnia. Przy niskich przepływach poruszają się one z prędkością rzędu 0,3 m/rok, a przy najwyższych 24 m/rok. Całkowity transport rumowiska wleczonego (90%) i unoszonego (10%) w Odrze swobodnie płynącej wynosi 5,8 kg/s. Najwięcej było cząstek o wielkości 0,5-1 mm (35-63%). Frakcji 5-10-20 mm było kilka %. W pionach pomiarowych naprężenia bezwymiarowe a_c dla ziaren 1 mm i 1,5 mm były równe 0,335-0,364 oraz 0,223-0,242. Początek unoszenia w Odrze najlepiej opisuje kryterium Van Rijna. Dla frakcji 2-5 i 5-10 mm naprężenia a_c wynoszą odpowiednio 0,096-0,104 i 0,045-0,048, a początek ruchu przebiega zgodnie z kryterium Shieldsa. Natomiast dla frakcji 10-20 mm naprężenia a_c są niższe od Shieldsa.

W okresie 2010-2015 wzrosła ilość przemiałów na badanym odcinku Odry z 3 do 11, a głębokości wody w tych miejscach zmieniały się od 0 cm do 105 cm, nie spełniając wymogów żeglugowych.

Literatura

- Banasiak, R. (1999). *Badanie transportu rumowiska unoszonego w korytach otwartych*. Praca doktorska, Akademia Rolnicza, Wrocław.
- Dubicki, A., Kosierb, R., Działą, I., Wilk-Stawarz, B., Głowicki, B., Chudzik, B., Bogucki, J., Bogusz, A., Tokarczyk, T. (2013). Uwarunkowania hydrologiczno-meteorologiczne i hydrotechniczne Odrzańskiej Drogi Wodnej. W: J. Kulczyk, A. Dubicki, D. Olearczyk (red.), *Odrzańska Droga Wodna* (s. 45-71). Wrocław: Dolnośląskie Wydawnictwo Edukacyjne.
- Faulhaber, P., Alexy, M. (2005). Artificial bed load supply at the River Elbe - investigation and realization. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 155, 539-547.
- Feng, X.X., Li, J.B., Zhang, L. (2013). Sediment transport and its effect on navigation in long tailrace of hydropower station. *Adv. Mat. Res.*, 779-780, 1147-1151.

- Haddadchi, A., Omid, M.H., Dehghani, A.A. (2013). Bedload equation analysis using bed load-material grain size. *J. Hydrol. Hydromech.*, 61(3), DOI: 10.2478/johh-2013-0031, 241-249.
- Kasperek, R. (2015). Changes in the meandering Upper Odra River after the flood in 1997 and 2010. Part II. Sediment and water. *Pol. J. Environ. Stud.*, 24(6), DOI: 10.15244/pjoes/59036, 35-40.
- Kasperek, R., Mokwa, M., Wiatkowski, M. (2013). Modelling of pollution transport with sediment on the example of the Widawa River. *Arch. Environ. Prot.*, 39(2), 29-43.
- Kasperek, R., Wiatkowski, M. (2014). Hydropower generation on the Nysa Klodzka River. *Ecol. Chem. Eng. S*, 21(2), DOI: 10.2478/eces-2014-0025, 327-336.
- Kulczyk, J., Winter, J. (2003). *Śródlądowy transport wodny*. Wrocław: Wydawnictwo Politechniki Wrocławskiej.
- Laks, I., Kałuża, T., Sojka, M., Walczak, Z., Wróżyński, R. (2013). Problems with modelling water distribution in open channels with hydraulic engineering structures. *Rocz. Ochr. Sr. (Annual Set The Environment Protection)*, 15, 245-257.
- Parzonka, W., Kasperek, R., Głowski, R. (2010). Ocena degradacji koryta właściwego Odry Środkowej i program działań naprawczych. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 8(1), 59-68.
- Radecki-Pawlik, A. (2011). *Hydromorfologia rzek i potoków górskich. Działy wybrane*. Kraków: Wydawnictwo Uniwersytetu Rolniczego.
- Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 7 maja 2002 r. w sprawie klasyfikacji śródlądowych dróg wodnych. Dz.U. nr 77, poz. 695.
- Söhngen, B., Witte, H.M., Kellermann, B. (1998). *Investigations concerning Danube River engineering works to improve navigation*. Conference ICERD, IAHR, Budapest.
- Wiatkowski, M., Rosik-Dulewska, Cz., Kuczewski, K., Kasperek, R. (2013). Ocena jakości wody zbiornika Włodzienin w pierwszym roku funkcjonowania. *Rocz. Ochr. Sr. (Annual Set The Environment Protection)*, 15, 2666-2682.

Incipient Motion and Sediment Transport on the Naturally Flowing Odra River Sector in the Aspect of Required Transit-Depths

Abstract

The freely flowing Odra River is found between the Brzeg Dolny barrage (km 282) and outlet to the lake Dąbie in Szczecin (km 742). The canalization of the Odra River relying on the building of channel with barrages (weir and lock) targets the assertion of suitable navigable depths, route cross-sections, but also the homeostasis of flows and water levels. Partitioning of the river with the barrage causes change of the hydrological regime and breach of the hydrodynamic channel equilibrium. Shipping conditions in the Odra River change depending on hydrological phenomena. To them greater are oscillations of flows, these greater difficulties in assertion of the normal shipping. It is visible this particularly on the naturally flowing Odra River sector between Brzeg Dolny and Malczyce, where the depth depends on the flow size and fluvial processes (erosion, sedimentation, sediment transport).

In the work one presented sediment movement analysis in the shipping aspect. One used investigations of other authors, own hydrometric measurements, bed material and sediment transport have been sampled. Tests of the sediment are necessary among other things to estimate outwashes and degraded areas. From research of authors it results that outwashes in the Odra River are among other things a result of getting and the postponement of the sediment washed from the bottom as the result of the intensive erosion below the Brzeg Dolny weir. At low flows meals are shifted with the speed 0.3 m/year and at highest 24 m/year. Total transport of the suspended and bed load in Odra River has been measured on level 5.8 kg/s. Participation of the bed load and suspended load in total transport is suitably 90% and 10%. Particles about the size 0.5-1 mm was most (63% in vertical I, 35% in II and 58% in III), and least 5-10 mm and 10-20 mm (several %).

To describe the beginning movement and suspension of bed material in the Odra River has used the dimensionless shear stress a_c . In 3 measuring verticals value of this stresses a_c has determined which for grains 1 mm and 1.5 mm was equal suitably 0.335-0.364 and 0.223-0.242. Suspension in the Odra River best describes the Van Rijn criterion. In this analysis one accepted that fractions whose content in samples is several %, are started and raised from the bottom (beginning movement). For the fraction 2-5 mm and 5-10 mm the stresses a_c carries out suitably 0.096-0.104 and 0.045-0.048, and the incipient motion takes place in compliance with the Shields criterion. However for the fraction

10-20 mm of the stresses a_c calculated based on the sediment transport measurements are equal 0.022-0.024 and lower from Shields values.

In a period of 1997-2009 the quantity of days in which was the possible shipping (higher depths from 1.30 m) on the Odra River between Brzeg Dolny and Ścinawa changed within the range 121-304. Depths 1.80 m and more, required for II class of the water route, appeared in the year only through 31-173 days. In this period least depths took place in the km 282.65; 299.1-300.5 and 329.8. From analyses of authors it results that within a period of 2010-2015 increased the quantity of outwashes about 3 (period 1997-2009) to 11. Depths of water in these locations (km 282.3-282.6; 311.2; 312.1; 315.4; 315.8; 317; 319.0; 332.0, during low flows do not fulfill requirements of the Decree 2002 for the shipping.

Streszczenie

Odra swobodnie płynąca znajduje się między stopniem wodnym Brzeg Dolny (km 282) a ujściem do jeziora Dąbie w Szczecinie (km 742). Kanalizacja rzeki polegająca na zabudowie koryta stopniami piętrzącymi (jaz i śluza) ma na celu zapewnienie odpowiednich głębokości żeglugowych, przekrojów szlaku, ale także ustabilizowanie przepływów i stanów wody. Przegrodzenie rzeki stopniem powoduje zmianę reżimu hydrologicznego oraz naruszenie równowagi hydrodynamicznej koryta. Warunki żeglugowe w Odrze zmieniają się w zależności od zjawisk hydrologicznych. Im większe są wahania przepływów, tym większe trudności w zapewnieniu normalnej żeglugi. Widać to szczególnie na odcinku Odry swobodnie płynącej między Brzegiem Dolnym a Malczycami, gdzie głębokość zależy od wielkości przepływu oraz od procesów fluwialnych (erozja, sedymentacja, transport rumowiska).

W pracy przedstawiono analizę ruchu rumowiska w aspekcie żeglugi. Wykorzystano badania innych autorów i własne pomiary hydrometryczne, pobrano materiał denny oraz pomierzono transport rumowiska. Badania rumowiska są niezbędne m.in. do ustalenia przemiałów i obszarów degradacji. Z badań autorów wynika, że przemiały w Odrze są m.in. wynikiem dostawania się i odkładania rumowiska wymytego z dna rzeki na skutek intensywnej erozji poniżej jazu Brzeg Dolny. Przy przepływach niskich przemiały są przesuwane z prędkością rzędu 0,3 m/rok, a przy najwyższych nawet 24 m/rok. Całkowity transport rumowiska (wlezonego i unoszonego) w przekroju rzeki Odry pomierzono na poziomie 5,8 kg/s. Udział rumowiska wlezonego i unoszonego w całkowitym transporcie jest na poziomie odpowiednio 90% i 10%. Najwięcej było cząstek o wielkości 0,5-1 mm (63% w pionie I, 35% w pionie II i 58% w pionie III), a najmniej 5-10 mm i 10-20 mm (kilka %).

Do określenia początku ruchu i unoszenia materiału dennego w Odrze posłużono się bezwymiarowym naprężeniem ścinającym a_c . Dla trzech pionów pomiarowych określono wartość tego naprężenia, która dla ziaren 1 mm i 1,5 mm była równa odpowiednio 0,335-0,364 oraz 0,223-0,242. Początek unoszenia w Odrze najlepiej opisuje kryterium Van Rijna. W analizie przyjęto, że frakcje, których zawartość w próbach jest rzędu kilku %, są uruchamiane i podrywane z dna (początek ruchu). Dla frakcji 2-5 i 5-10 mm naprężenia a_c wynoszą odpowiednio 0,096-0,104 i 0,045-0,048, a początek ruchu przebiega zgodnie z kryterium Shieldsa. Natomiast dla frakcji 10-20 mm a_c obliczone w oparciu o pomiary wleczenia wynoszą 0,022-0,024 i są niższe od Shieldsa.

W okresie 1997-2009 ilość dni, w których była możliwa żegluga (głębokości wyższe od 1,30 m) na Odrze między Brzegiem Dolnym a Ścinawą zmieniała się w zakresie 121-304. Głębokości 1,80 m i więcej, wymagane dla III klasy drogi wodnej, występowały w roku tylko przez 31-173 dni. W tym okresie najmniejsze głębokości miały miejsce w km 282,65; 299,1-300,5 i 329,8. Z analiz autorów wynika, że w okresie 2010-2015 wzrosła ilość miejsc-przemiałów z 3 (okres 1997-2009) do 11. Głębokości wody w tych lokalizacjach (km 282,3-282,6; 311,2; 312,1; 315,4; 315,8; 317; 319,0; 332,0) podczas niskich przepływów nie spełniają wymogów Rozporządzenia 2002 dla uprawiania żeglugi.

Słowa kluczowe:

rzeka, ruch rumowiska, głębokości tranzytowe

Key words:

river, sediment movement, transit-depths



Obniżenie emisji tlenków azotu z kotłów DKVR

Aleksander Szkarowski^{,**}, Sylwia Janta-Lipińska^{*}, Renata Gawin^{*}*

^{}Politechnika Koszalińska*

*^{**}St. Petersburg Polytechnic University*

1. Wstęp

Ilość parowych kotłów DKVR o wydajności 2,5-20 t/h, znajdujących się w eksploatacji szacuje się na dziesiątki tysięcy i są one nadal produkowane. Jednym z powodów takiej popularności jest ich unikatowy zakres regulacji mocy – od 50 do 140%. W literaturze technicznej i naukowej brakuje jednak informacji o konkretnych metodach zmniejszenia emisji tlenków azotu dla kotłów o podobnej konstrukcji.

Zadaniem zespołu autorów było opracowanie i wdrożenie środków obniżenia emisji tlenków azotu do atmosfery dla kotłów DKVR-20-13 zainstalowanych w kotłowni S.A. Russkije Samocwiety w Petersburgu. Wstępnie zakładano obniżenie tejsze emisji o 30%.

Zasadniczym problemem badań okazała się kwestia poziomu odniesienia, od którego to liczy się wspomniane obniżenie emisji. Autorzy podjęli decyzję, aby za taki poziom przyjąć faktyczną maksymalną emisję z weryfikacją maksymalnej dopuszczalnej emisji NO_x wg wymagań ekologicznych stawianych tego typu urządzeniom.

Praca została oparta na następujących wstępnych założeniach:

1. Bardziej efektywnymi są kombinowane środki zmniejszenia emisji tlenków azotu do atmosfery wykorzystujące różne czynniki wpływu na intensywność ich generacji.
2. Zmniejszenie emisji NO_x nie powinno obniżać sprawności kotłów ani zupełności spalania paliwa.

3. W każdym przypadku wymagana jest inwentaryzacja i analiza pracy kotłów w celu ewentualnej optymalizacji (zmniejszenie zasysania powietrza, optymalizacje trybów pracy itp.)
4. Wstępna analiza teoretyczna i własne doświadczenie zespołu badawczego pozwala polecić dla kotłów DKVR metodę wtryskiwania pary do strefy spalania lub recyrkulację spalin. Oczekiwany efekt dla kotłów parowych – to co najmniej 30% zmniejszenia emisji NO_x .

2. Charakterystyka obiektu badań

Kotły DKVR-20-13, to kotły dwuwalczkowe wodnorurowe pionowe z podłużnym usytuowaniem walczków. Nominalna wydajność 20 t/h, z możliwością sforsowania do 40%. Maksymalne nadciśnienie pary wynosi 1,3 MPa. Każdy kocioł wyposażony jest w trzy palniki gazowo-mazutowe GMGB-5,6. Palniki przeznaczone są do spalania gazu ziemnego o niskim ciśnieniu i wyposażone są we wtryskiwacze mazutu o rozpylaniu parowo-mechanicznym.

Indywidualna instalacja wentylatorowo-wyciągowa każdego kotła składa się z wentylatora nadmuchowego VD-10 ($V = 24000 \text{ m}^3/\text{h}$; $H = 13 \text{ kPa}$; $N = 20 \text{ kW}$; $n = 730 \text{ min}^{-1}$) i wentylatora wyciągowego D-10 ($V = 50 \text{ m}^3/\text{h}$; $H = 75 \text{ kPa}$; $N = 30 \text{ kW}$; $n = 600 \text{ min}^{-1}$).

Każdy kocioł wyposażony jest w indywidualny ekonomizer o powierzchni ogrzewanej 808 m^2 , nieodłączany po wodzie i spalinach. Spaliny odprowadzane są do atmosfery przez wspólny komin wykonany z cegły o średnicy 1150 mm i wysokości 45 m.

Praca kotłowni przewiduje wykorzystanie mazutu jako paliwa rezerwowego i jest on wykorzystywany skrajnie rzadko. Dlatego celem pracy było opracowanie i wdrożenie systemu zmniejszenia emisji tlenków azotu podczas spalania gazu z możliwością płynnego przejścia na spalanie mazutu bez jakichkolwiek zakłóceń i przeszkód.

3. Metody określania emisji NO_x

Wstępnie oszacowano maksymalną obliczeniową emisję tlenków azotu zgodnie z metodyką (Сборник (1986)). Ilość NO_x emitowaną do atmosfery [g/s] w przeliczeniu na NO_2 określa się za pomocą wzoru:

$$P_{\text{NO}_2} = 0,001 \cdot B \cdot Q_d \cdot K_{\text{NO}_2} \cdot (1 - \beta), \quad (1)$$

gdzie:

B – zużycie paliwa (gaz ziemny wysokometanowy) [l/s], które dla kotła DKVR-20-13 przy obciążeniu nominalnym wynosi 417 l/s;

Q_d – wartość opałowa paliwa przyjmowana 33,5 MJ/m³;

K_{NO_2} – współczynnik opisujący intensywność generacji NO_x w odniesieniu do 1 GJ ciepła [kg/GJ], który zgodnie z (Сборник (1986)) dla kotła DKVR-20-13 wynosi 0,11 kg/GJ;

β – współczynnik uwzględniający wpływ środków technicznych obniżających emisję NO_x (w stanie eksploatacyjnym $\beta = 0$).

A zatem:

$$P_{NO_2} = 0,001 \cdot 417 \cdot 33,5 \cdot 0,11 \cdot 1 = 1,633 \text{ g/s.}$$

Taki poziom można uważać za wstępne oszacowanie emisji. Za bardziej wiarygodny poziom odniesienia, w stosunku, do którego określa się działanie środków ekologicznych uznano rzeczywistą maksymalną emisję.

4. Opracowanie wariantów zmniejszenia emisji NO_x

Recyrkulacja spalin. Wymagany poziom recyrkulacji stanowi ok. 15% objętości spalin (Барышев В. и др. (1996), Кузнецова Н. и др. (1973)). Dla kotła DKVR w trybie nominalnym wynosi to $V_r = 1,17 \text{ m}^3/\text{s}$. Zakładając prędkość gazów w przewodach do 8 m/s określono przekrój przewodu recyrkulacyjnego $F_r = 0,146 \text{ m}^2$ (350×450 mm). Według wykonanych pomiarów i szkicu projektu długość dodatkowych przewodów recyrkulacji dla trzech kotłów wyniosłaby 96 m. Wówczas wymagana powierzchnia blachy wyniosłaby odpowiednio 153,6 m², a jej masa przy grubości 2 mm – 2670 kg. Ten sposób opracowany został wstępnie, ale nie został jednak uznany za wart realizacji i dalszych badań przedstawionych w niniejszej publikacji.

Wtrysk pary wodnej. Optymalna ilość pary wtryskiwana do strefy spalania wynosi ok. 1% masy strumienia doprowadzanego na spalanie powietrza (Szkarski 1997, 2001, 2002). Strumień objętości powietrza dla kotła w trybie nominalnym wynosi 4,61 m³/s, co odpowiada strumieniowi masy 5,68 kg/s (przy 20°C). W związku powyższym stru-

mień masy pary wodnej wyniesie 0,057 kg/s lub 205 kg/h. Odpowiada to wartości stosunku wodno-paliwowego (*WPS*):

$$WPS = \frac{M_p}{M_g} = 0,18 \quad (2)$$

gdzie:

M_p – strumień masy wtryskiwanej pary wodnej;

M_g – strumień masy paliwa (gazu).

Z tego widać, że ewentualne obniżenie sprawności kotła nie przekroczy 1 %, co w całości może być zrekompensowane poprzez optymalizację trybu pracy kotła, a mianowicie – poprzez towarzyszące wtryskowi wilgoci zmniejszenie nadmiaru powietrza. Rozważanie zalet i wad dwóch powyższych metod pozwoliło wnioskować:

1. Metoda recyrkulacji w porównaniu z wtryskiem wilgoci charakteryzuje się znaczną materiałochłonnością oraz problemami ze względu na montaż dodatkowych przewodów w kotłowni.
2. Zapewniając podobny efekt zmniejszenia emisji NO_x recyrkulacja nie zmniejsza sumarycznego wskaźnika toksyczności spalin (ze względu na niedopał chemiczny).
3. W związku z powyższym do dalszego opracowania i wdrożenia przyjęto metodę wtryskiwania pary wodnej do strefy spalania.

Podjęciu takiej decyzji sprzyjała możliwość wykorzystania wtryskiwaczy mazutu palników GMGB-5,6 jako urządzeń do wtryskiwania pary wodnej (Pavlenko et al. 2014). Takie rozwiązanie minimalizuje wymagane prace montażowe (dodatkowo konieczne jest jedynie niewielkie orurowanie w obrębie wtryskiwaczy).

Wstępna obserwacja chmury parowej przy wykorzystaniu standardowego rozpryskiwacza potwierdziła, że znajduje się ona w wymaganym miejscu jądra płomienia. Ewentualne zmiany lub zamianę nasadki rozpylającej należało ustalić w trakcie badań.

Dodatkowe wyposażenie polegało na wykonaniu łącznika pomiędzy przewodem parowym a mazutowym, armatury i ciśnieniomierzy o odpowiednich przedziałach pomiarów. Taki układ pozwalał na doprowadzanie wilgoci zarówno przez kanał parowy jak i mazutowy głowicy

rozpylającej. W trakcie badań udowodniono, że przy ciśnieniu pary do 0,8 MPa wymagana efektywność zmniejszenia emisji tlenków azotu w całym zakresie regulacji kotła mogła być zapewniona przy wykorzystaniu wyłącznie kanału parowego.

Inwentaryzacja kotłowni. W związku z możliwością odchyień od dokumentacji projektowej i w celu zapewnienia większej wiarygodności dokonywanych obliczeń, a także prac montażowych i badawczych wykonano inwentaryzację konstrukcji budowlanych oraz sprzętu podstawowego i pomocniczego kotłowni. Ogólny stan techniczny sprzętu i orurowania kotłowni oceniono jako dobry. Kotły wyposażone były w układy automatyki bezpieczeństwa i regulacji, które znajdowały się w dobrym stanie eksploatacyjnym.

Podczas inwentaryzacji kotłowni ustalone zostały faktyczne poziomy emisji tlenków azotu, które tylko w trybach pracy sforsowanych okazały się porównywalne z maksymalnymi obliczeniowymi.

5. Badania eksperymentalne

W pierwszej kolejności podjęto się zbadania możliwość optymalizacji trybów pracy kotłów pod względem zmniejszenia emisji tlenków azotu. Zgodnie z danymi literaturowymi pozwala to obniżyć emisję NO_x o 3-5% od poziomu faktycznego w trybie nominalnym (Szarowski et al. 2009, 2011, 2013, Szkarowski 2003). Głównymi środkami optymalizacji było dokładniejsze ustalenie ciśnienia powietrza przed palnikiem i podciśnienia w palenisku.

Następnie wykonano badania opracowanego systemu zdławienia emisji tlenków azotu według następującego programu.

Doprowadzenie pary do strefy spalania w celu zmniejszenia intensywności generacji NO_x wykonywano poprzez wtryskiwacze mazutu palników GMGB-5,6. W celu uzyskania optymalnego wyniku (maksymalnego zmniejszenia emisji NO_x przy minimalnym zużyciu pary i minimalnym wpływie na sprawność kotła) zmieniano:

- typ i wymiary głowic rozpylających;
- kształt chmury parowej;
- miejsce doprowadzania pary do strefy spalania;
- ilość (ciśnienie) pary i stosunek jego strumieni doprowadzanych przez różne elementy głowicy do różnych stref płomienia.

Zrealizowanie powyższego programu badań pozwoliło na określenie optymalnych konstruktywnych i reżimowych parametrów systemu zdławienia emisji NO_x .

6. Wyniki badań

Uzyskane w trakcie badań wyniki poddano analizie (Szkarowski et al. 2015) a następnie obróbce statystycznej. Emisję NO_x przedstawia się:

- jako wartość obiektywną [mg/m^3] (w przeliczeniu na $\alpha = 1$ w celu wykluczenia wpływu rozcieńczania spalin na wyniki);
- w przeliczeniu na masową emisję tlenków azotu [g/s], ponieważ ten wskaźnik charakteryzuje bezwzględny wpływ emisji szkodliwych składników spalin na zanieczyszczenie atmosfery.

Podczas przeprowadzania analizy wyników badań rozpatrywano trzy poziomy ewentualnego wpływu emisji ze spalinami kotłów na zanieczyszczenia atmosfery:

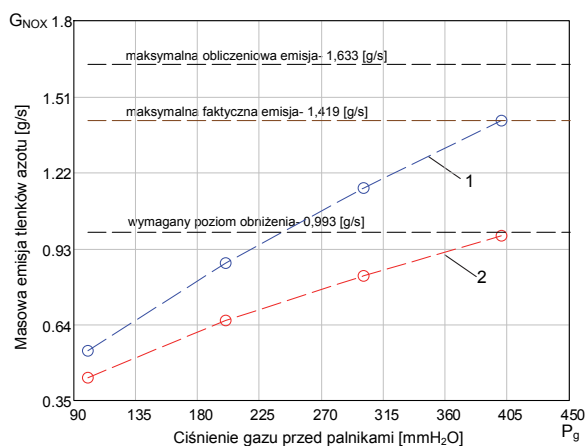
1. Maksymalny obliczeniowy poziom emisji, który dla kotłów DKVR wynosił 1,633 g/s.
2. Maksymalny faktyczny poziom określony doświadczalnie podczas inwentaryzacji kotłów, przy praktycznie osiąganym maksymalnym trybach ich pracy, który wynosił odpowiednio:
 - dla kotła nr 1 – 1,419 g/s;
 - dla kotła nr 2 – 1,439 g/s;
 - dla kotła nr 3 – 1,189 g/s.
3. Zmniejszony zgodnie z założeniami wstępnymi o 30% poziom emisji. W związku z tym, że faktyczny poziom emisji nie przekraczał obliczeniowego za poziom odniesienia przyjęto faktyczną maksymalną emisję tlenków azotu. Przy takim podejściu wymagany efekt zastosowania systemu wynosił:
 - dla kotła nr 1 – 0,993 g/s;
 - dla kotła nr 2 – 1,003 g/s;
 - dla kotła nr 3 – 0,832 g/s.

Efekt działania systemu zdławienia emisji NO_x na przykładzie kotła nr 1 przedstawiono na rysunku 1. Jak widać z przedstawionych wykresów emisja NO_x w bazowym eksploatacyjnym stanie kotła może zbli-

zać się do wartości obliczeniowej tylko w trybach pracy przekraczających nominalną wydajność kotła, tj. powyżej 110% (krzywa 1).

Dla kotłów nr 1 i 2 odpowiada to ciśnieniu gazu 400 mm H₂O i wydajności około 22 t pary/h. Kocioł nr 3 w związku z jego charakterystykami technicznymi pracuje najwyżej przy ciśnieniu gazu 300 mm H₂O z wydajnością około 21 t pary/h.

Krzywa 2 na rysunku charakteryzuje ustalony w trakcie badań i nastawiania kotła optymalny tryb jego pracy przy działającym systemie zdławienia emisji NO_x. Ten tryb pozwala zmniejszyć emisję tlenków azotu dla wszystkich kotłów nie mniej niż o 30% od faktycznego maksymalnego poziomu przy zużyciu pary nieprzekraczającym 1% wydajności kotła. Takie zużycie pary jest około 2-krotnie mniejsze od znanego z publikacji naukowych (Барышев и др. 1996, Szkarowski 1997) i świadczy o wysokiej efektywności opracowanego systemu.

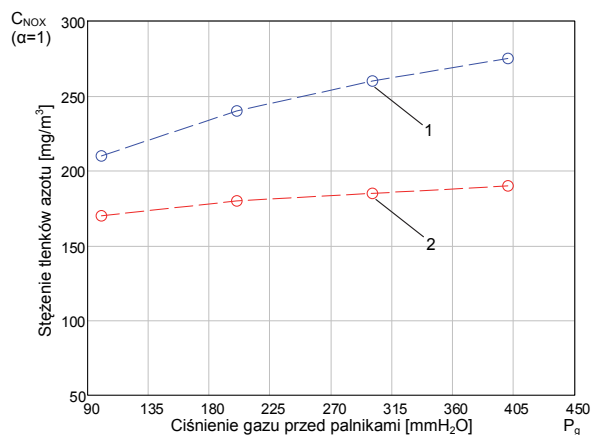


Rys. 1. Masowa emisja NO_x dla kotła DKVR-20-13 nr 1: 1 – w stanie eksploatacyjnym; 2 – z włączonym systemem zdławienia emisji tlenków azotu
Fig. 1. Massive emissions of NO_x boiler DKVR-20-13 No 1: 1 – in operating condition; 2 – enabled system to stifle emissions of nitrogen oxides

Zużycie pary nie powoduje obniżenia sprawności zużycia paliwa. Wtryskiwanie z dużą prędkością pary do dokładnie określonych stref jądra płomienia znacznie intensyfikuje mieszanie się strumieni gazu i powietrza i co za tym idzie – również procesy spalania. Ponadto część wilgoci dyso-

cjując w wysokotemperaturowej strefie na rodniki H^+ i OH^- , co także sprzyja przyspieszeniu procesów spalania. Zwiększenie stężenia gazów trójatomowych w przestrzeni paleniskowej skutkuje także wzrostem stopnia czarności tej przestrzeni i przyczynia się do zwiększenia intensywności wymiany ciepła powierzchni ekranowych na drodze promieniowania. To wszystko pozwoliło zmniejszyć ilość powietrza wymaganą do zapewnienia całkowitego i zupełnego spalania o 12-15%. Takie zmniejszenie nadmiaru powietrza zmniejsza z kolei straty ciepła fizyczne spalinowe o około 1/%, co w całości kompensuje zużycie pary na wtryskiwanie.

Dane w postaci masowej emisji NO_x wymagają specjalnej obróbki wyników pomiarów i dodatkowych obliczeń. Dlatego na rysunku 2 przedstawiono obiektywne wyniki pomiarów stężenia NO_x w spalinach kotła nr 1 przy tychże oznaczeniach krzywych. Dane przeliczono na $\alpha = 1$ w celu wykluczenia wpływu rozcieńczenia spalin.



Rys. 2. Stężenie NO_x (w przeliczeniu na $\alpha = 1$) w spalinach kotła DKVR 20-13 nr 1: 1 – w faktycznym stanie eksploatacyjnym; 2 – z włączonym systemem zdławienia emisji tlenków azotu

Fig. 2. The concentration of NO_x (expressed as $\alpha = 1$) in the exhaust gas boiler DKVR 20-13 No 1: 1 – in the actual operating state, 2 – enabled system to stifle emissions of nitrogen oxides

Zestawienie głównych opomiarowanych i obliczanych wartości charakteryzujących działanie opracowanego systemu na przykładzie kotła nr 1 przy przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Zestawienie wyników badań emisji tlenków azotu dla kotła DKVR 20-13 nr 1 na paliwie gazowym

Table 1. Summary of the results of the testing of emissions of nitrogen oxides for fuel gas boiler DKVR 20-13 No 1

Wskaźniki	Ciśnienie gazu przed palnikami [mm H ₂ O]			
	100	200	300	400
1. Wydajność parowa [t/h]	10,72	15,39	18,97	21,91
2. Zużycie gazu [m ³ /h]	825	1167	1429	1650
3. Strumień objętości spalin ($\alpha=1$, $t=20^{\circ}\text{C}$) [m ³ /s]	2,58	3,65	4,47	5,16
4. Stężenie NO _x w spalinach ($\alpha=1$, $t=20^{\circ}\text{C}$) [mg/m ³]:				
a) faktyczna eksploatacyjna	210	240	260	275
b) z włączonym systemem	170	180	185	190
5. Emisja masowa tlenków azotu [g/s]:				
a) maksymalna obliczeniowa	1,633			
b) maksymalna faktyczna	1,419			
c) faktyczna eksploatacyjna	0,542	0,876	1,162	1,419
d) z włączonym systemem	0,439	0,657	0,827	0,980
6. Ciśnienie pary przed wtryskiwaczami systemu [at]	2,0	3,8	5,5	7,2
7. Zużycie pary [kg/h]	80	110	125	140

7. Wykorzystanie wyników

Praktycznym wynikiem pracy są karty pracy kotłów. Przykład karty pracy kotła nr 1 przedstawiono w tabeli 2. Należy zauważyć, że ciśnienie powietrza regulowane jest automatycznie poprzez regulator „paliwo-powietrze” w układzie automatyki kotła. Natomiast ciśnienie pary przed wtryskiwaczami należy ustalać ręcznie.

8. Wnioski

1. Określono faktyczne poziomy emisji tlenków azotu dla kotłów w stanie eksploatacyjnym, które tylko przy obciążeniach powyżej nominalnego są zbliżone do maksymalnych obliczeniowych wartości.

Tabela 2. Karta pracy kotła DKVR 20-13 nr 1 zainstalowanego w kotłowni S.A. Russkije Samocviety przy spalaniu gazu ziemnego o wartości opałowej $8100 \pm 50 \text{ kcal/m}^3$

Table 2. The parameter table of the boiler DKVR 20-13 No 1 in the boiler room installed in S.A. Russkiye Samotsviety the combustion of natural gas with a calorific value $8100 \pm 50 \text{ kcal/m}^3$

Wskaźnik	Jednostka	Wartości			
1. Wydajność parowa	%	50	75	95	110
	t/h	10,79	15,39	18,97	21,91
2. Wydajność cieplna	kcal/h/	6,04/	8,62/	10,62/	12,27/
	MW	7,02	10,02	12,35	14,27
3. Ciśnienie pary	at	10,0			
4. Ciśnienie pary przed wtryskiwaczami	at	2,0	3,8	5,5	7,2
5. Ciśnienie gazu przed palnikami	mm H ₂ O	100	200	300	400
6. Zużycie paliwa	m ³ /h	825	1167	1429	1650
7. Ciśnienie powietrza przed palnikami	mm H ₂ O	8	17	26	34
8. Podciśnienie					
- w palenisku	mm H ₂ O	2,5			
- za kotłem	mm H ₂ O	13	16	18	25
- za ekonomizerem	mm H ₂ O	65	80	95	105
9. Temperatura wody uzupełniającej					
- przed ekonomizerem	°C	100			
- po ekonomizerze	°C				
10. Temperatura spalin					
- za kotłem	°C	270	280	320	340
- za ekonomizerem	°C	125	130	138	146
11. Skład spalin					
- za kotłem	% obj.	8,2	8,7	9,3	9,7
CO ₂	% obj.	6,4	5,5	4,3	3,7
O ₂					
- za ekonomizerem					
CO ₂	% obj.	7,8	8,1	8,8	9,2
O ₂	% obj.	7,1	6,5	5,3	4,6
12. Stężenie NO _x w spalinach ($\alpha=1$)	mg/m ³	170	180	185	190
13. Współczynnik nadmiaru powietrza					
- za kotłem	-	1,39	1,32	1,23	1,19
- za ekonomizerem	-	1,46	1,39	1,30	1,25
14. Straty ciepła agregatu kotłowego					
- fizyczne spalinowe q_2	%	5,9	6,0	6,1	6,3
- na system zmniejszenia emisji NO _x ; K_{NOx}	%	0,7	0,7	0,6	0,6
- do otoczenia q_5	%	3,0	2,1	1,5	1,3
15. Sprawność agregatu kotłowego „brutto”	%	90,4	91,2	91,8	91,8
16. Jednostkowe zużycie paliwa przy średniej eksploatacyjnej sprawności netto 89%	kg u.p./GJ	161,5			

2. Został opracowany, zbadany i wdrożony układ zmniejszenia emisji tlenków azotu dla kotłów DKVR 20-13 metodą wtryskiwania pary z konkretnym typem urządzenia rozpylającego dla kotłów parowych, sposobem jego montażu oraz miejscem i ilością wtryskiwanej pary.
3. Określono optymalny tryb pracy systemu zmniejszenia emisji tlenków azotu, który pozwala osiągnąć wymagane zmniejszenie emisji o 30% przy ograniczonym zużyciu pary na wtryskiwanie (nie więcej 1% wydajności parowej kotła).
4. Ponieważ wtrysk pary wg autorskiej technologii pozwala zwiększyć sprawność pracy kotła netto średnio o 1% zalecane tryby pracy kotłów z włączonym systemem zmniejszenia emisji tlenków azotu nie powodują obniżenia sprawności zespołu kotłowego brutto.

Literatura

- Сборник методик по расчету выбросов в атмосферу загрязняющих веществ различными производствами (1986). Л. Гидрометеозидат. Госкомгидромет.
- Барышев, В., Белосельский, Б., Зенькевич, Л., Шпилевская, Л. (1996). Снижение выброса окислов азота с помощью регулируемого остаточного химического недожога. *Теплоэнергетика*, 4 (1), 58-60.
- Кузнецова, Н. и др. (1973). Тепловой расчет котельных агрегатов: Норматив. метод. М.: Энергия.
- Pavlenko, A., Szkarowski, A., Janta-Lipińska, S. (2014). Badania spalania emulsji paliwowych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 16, 376-385.
- Szkarowski, A., Janta-Lipińska, S. (2009). Automatyczne sterowanie jakością spalania paliwa stałego w kotłach przemysłowo-grzewczych. *Rocznik Ochrony Środowiska*, 11, 241-255.
- Szkarowski, A., Janta-Lipińska, S. (2011). Modelowanie optymalnego spalania w kotłach przemysłowo-grzewczych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 13, 511-524.
- Szkarowski, A., Janta-Lipińska, S. (2013). Badania energo-ekologicznych wskaźników pracy kotłów przy spalaniu paliwa ze sterowanym resztkowym niedopałem chemicznym. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 15, 981-995.
- Szkarowski, A., Janta-Lipińska, S. (2015). Badania doświadczalne a dokładność opracowanego modelu. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 17, 576-584.

- Szkarowski, A. (1997). *Podwyższenie efektywności ochrony atmosfery przy spalaniu gazowego i ciekłego paliwa*. Autoreferat rozprawy habilitacyjnej. Sankt-Petersburg.
- Szkarowski, A. (2001). Technologia redukcji emisji NO_x metodą dozowanego skierowanego balastowania płomienia. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 3, 53-75.
- Szkarowski, A. (2002). Zasady obliczeń zdławienia NO_x metodą dozowanego skierowanego wtrysku balastu wodnego. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 4, 365-379.
- Szkarowski, A. (2003). Szczegółowe problemy sprawnego i ekologicznego spalania paliwa w przedpaleniskach pieców. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 5, 67-79.

Reducing Emissions of Nitrogen Oxides from DKVR Boilers

Abstract

The standard sample balance of the boiler showed that the maximum efficiency has been observed in noticeable incompleteness of combustion. The nitrogen oxides which are formed at the highest temperature that is in the absence of chemical incompleteness of combustion are substances that are much more toxic than eg. carbon monoxide. For this reason the team of authors undertook the development and implementation of measures to the reduction of toxic emissions of nitrogen oxides to the atmosphere using boiler DKVR-20-13 with three gas/fuel oil burners GMGB-5.6. The complicated nature of the issue makes it necessary to have an individual solution in each case, in relation to the adjustment of the boiler, taking into account the characteristics and details of all components of the whole boiler-furnace mechanism. The principal problem which was encountered by a team of authors already in the process of conducting research turned out to be a matter of respect to a reference level, which should be referred to the reduction in emissions. The authors have therefore decided to be the reference for the actual take maximum emissions, verifying it previously with a maximum nitrogen oxide emission for these types of devices.

In their paper the authors presented and analyzed a number of options to reduce emissions of nitrogen oxides into the atmosphere. Among the methods which were analyzed among others exhaust gas recirculation, injection of steam and boiler room inventory.

Preliminary analysis of theoretical as well as experience has allowed the research team to recommend as an effective way to reduce emissions of nitrogen oxides DKVR for boilers operating in industrial and heating mode: a meth-

od of injecting steam into the combustion zone or flue gas recirculation. The desired effect is at least 30% reduction in nitrogen oxide emissions. The results obtained by the authors of the NO_x emission results were presented at work in two ways: in terms of mass emissions of nitrogen oxides (Figure 1) and as an objective value per at $\alpha = 1$ (Figure 2). In the course of their analysis takes into consideration three levels the possible impact of emissions from the flue gas boilers atmospheric pollution, which take into account and are shown in Figure 1.

Selection of the main measured or calculated values that characterize the operation of the boiler are summarized in Table 1.

This publication also sets forth the actual levels of emissions of nitrogen oxides for boiler in operating condition and has been developed and then implemented the system to reduce emissions NO_x using steam injection. In addition, the authors were able to determine the optimal mode of operation of the system to reduce emissions, which helped achieve the required, presupposed a 30% decrease. Recommended in practice mode enabled system boilers to reduce emissions of nitrogen oxides does not reduce the efficiency of the boiler.

Streszczenie

Standardowe bilansowe próby kotła pokazują, że maksymalną jego sprawność notuje się przy zauważalnej niezupełności spalania. Tlenki azotu, które powstają w maksymalnej temperaturze, czyli przy braku chemicznej niezupełności spalania są substancjami o wiele bardziej toksycznymi niż np. tlenek węgla. Z tego też powodu zespół autorów podjął się opracowania i wdrożenia środków mających na celu obniżenie emisji toksycznych tlenków azotu dla atmosfery na przykładzie kotła DKVR-20-13 z trzema palnikami gazowo-mazutowymi GMGB-5,6. Skomplikowany charakter tego zagadnienia powoduje konieczność jego indywidualnego rozwiązania w każdym konkretnym przypadku nastawiania kotła z uwzględnieniem charakterystyk i szczegółów wszystkich składowych urządzeń całego zespołu kotłowo-paleniskowego.

Zasadniczym problemem, na który natknął się zespół autorów już w trakcie prowadzenia prac badawczych okazała się kwestia poziomu odniesienia względem, którego określane powinno być obniżenie emisji. Autorzy podjęli w związku z tym decyzję, żeby za taki poziom odniesienia przyjmować faktyczną maksymalną emisję, weryfikując ją uprzednio z maksymalną dopuszczalną emisją tlenków azotu dla omawianych typów urządzeń.

W swojej pracy autorzy przedstawili i przeanalizowali szereg wariantów służących zmniejszeniu emisji tlenków azotu do atmosfery. Wśród analizowanych sposobów znalazła się m.in. recyrkulacja spalin, wtrysk pary wodnej oraz inwentaryzacja kotłowni.

Wstępna analiza teoretyczna a także doświadczenie zespołu badawczego pozwoliło polecić jako efektywną metodę zmniejszenia emisji tlenków azotu dla kotłów DKVR pracujących w trybie przemysłowo-grzewczym: metodę wtryskiwania pary do strefy spalania lub recyrkulację spalin. Pożądanym efektem jest co najmniej 30% obniżenie emisji tlenków azotu.

Uzyskane przez autorów wyniki emisji NO_x zaprezentowane zostały w pracy w dwójaki sposób: w przeliczeniu na masową emisję tlenków azotu (rys. 1) oraz jako wartość obiektywna w przeliczeniu na $\alpha = 1$ (rys. 2). W trakcie prowadzonej analizy uwzględniano trzy poziomy ewentualnego wpływu emisji ze spalinami kotłów na zanieczyszczenie atmosfery, co uwzględniono i przedstawiono na rysunku 1.

Zestawienie głównych mierzonych i obliczanych wartości, które charakteryzują działanie kotła zestawiono w tabeli 1. W niniejszej publikacji ponadto określone zostały faktyczne poziomy emisji tlenków azotu dla kotłów w stanie eksploatacyjnym a także opracowany został a następnie wdrożony układ zmniejszenia emisji NO_x metodą wtryskiwania pary. Dodatkowo autorom udało się określić optymalny tryb pracy systemu zmniejszenia emisji, który pozwolił osiągnąć wymagane zakładane na wstępie 30% zmniejszenie. Zalecany w praktyce tryb pracy kotłów z włączonym systemem zmniejszenia emisji tlenków azotu nie powoduje obniżenia sprawności samego zespołu kotłowego.

Słowa kluczowe:

obniżenie emisji, tlenki azotu, kotły parowe

Keywords:

reduction in emissions, nitrogen oxides, steam boilers



Koszty środowiskowe a użytkowanie węgla kamiennego w obiektach o mocy do 50 MW

Zbigniew Grudziński, Katarzyna Stala-Szlugaj
Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi
i Energią PAN, Kraków

1. Wprowadzenie

Unia Europejska od lat kładzie nacisk na ochronę środowiska m.in. poprzez ograniczenie oddziaływania przemysłu. Jednym z istotnych unijnych aktów prawnych jest Dyrektywa w sprawie emisji przemysłowych (tzw. Dyrektywa IED – 2010/75/UE). Dyrektywa IED zastąpiła siedem wcześniejszych dokumentów, a jej podstawowym celem było ujednoczenie i konsolidacja dotychczasowych przepisów unijnych. Postanowienia tej dyrektywy odnosiły się zarówno do obiektów istniejących, jak również do takich, które korzystały z tzw. derogacji traktatowych.

Jednakże pod koniec 2013 r. w celu uzupełnienia luki prawnej Komisja Europejska wystosowała do Parlamentu Europejskiego komunikat, w którym wezwała do podjęcia działań na rzecz kontroli emisji substancji zanieczyszczających powietrze ze średnich obiektów energetycznego spalania. Zaproponowała wówczas projekt Dyrektywy *Medium Combustion Plants* (tzw. Dyrektywy MCP – Projekt COM(2013)919). Celem tej dyrektywy jest zwiększenie synerгии pomiędzy obszarami polityki dotyczącymi zanieczyszczenia powietrza i zmiany klimatu. Dyrektywa ta ma odnosić się do obiektów, których nominalna moc źródła zawarta jest w przedziale od 1 do 50 MW.

Unia Europejska zwraca szczególną uwagę na szeroko rozumianą ochronę środowiska, a w efekcie kraje członkowskie koncentrują się m.in. na edukacji ekologicznej (Pawul & Sobczyk 2011), rekultywacji terenów pogórnicych (Sobczyk i in. 2012), ochronie przyrody (Sobczyk

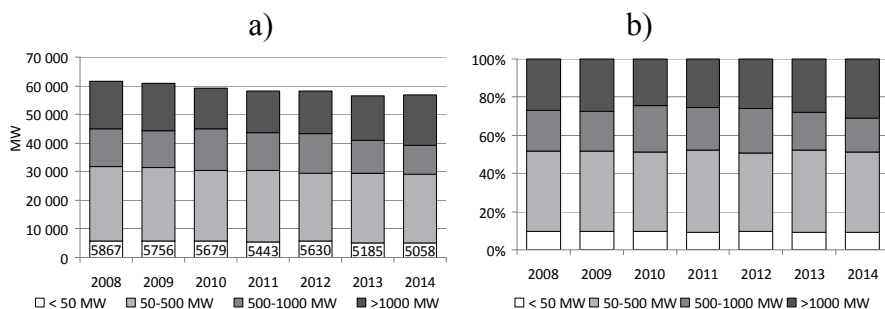
i in. 2014), czy też racjonalnej gospodarce odpadami (Klojzy-Karczmarczyk & Makoudi 2011).

W związku z projektem nowych przepisów unijnych (dyrektywa MCP) zaistnieje konieczność dotrzymania krajowych pułapów emisji. By móc im sprostać, istniejące obiekty o mocy do 50 MW opalane węglem kamiennym (kotły rusztowe) muszą liczyć się z potrzebą ich odtworzenia w nowej technologii spalania. Mogą one być zastąpione np. kotłami fluidalnymi również na węgiel kamienny lub na inne paliwo. Dodatkowo może się to wiązać z koniecznością spalania węgla o lepszych (niż dotychczas) parametrach jakościowych.

Celem niniejszego artykułu jest oszacowanie kosztów środowiskowych dla obiektów o mocy do 50 MW, zużywających węgiel kamienny.

2. Węgiel kamienny a produkcja ciepła w Polsce

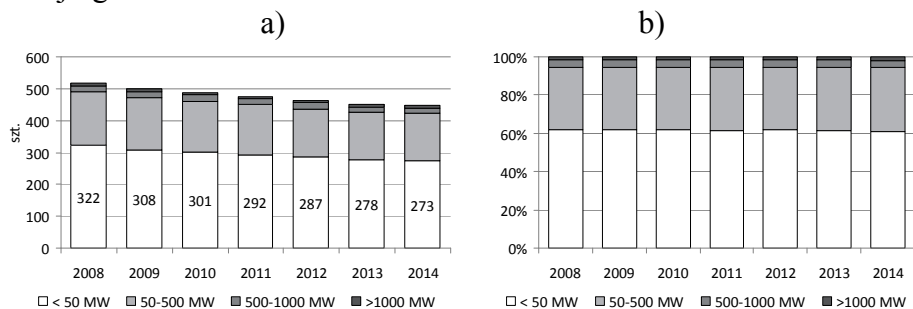
Rynek ciepłowniczy w Polsce ma charakter lokalny, spowodowany dużym rozdrobnieniem przedsiębiorstw ciepłowniczych. Według danych za rok 2014 (Energetyka ciepła... 2015) ciepło wytwarzano w 451 przedsiębiorstwach, w których zainstalowana łączna moc cieplna wyniosła 56 796 MW (rys. 1, 2).



Rys. 1. Przedsiębiorstwa ciepłownicze według źródeł mocy, a) MW, b) %
Fig. 1. Heating plants according to heat generation capacity, a) MW, b) %
Źródło: opracowanie własne na podst. (Energetyka ciepła... 2009-2015)

Najliczniej reprezentowaną grupą wśród wytwórców ciepła są przedsiębiorstwa ciepłownicze o mocy źródeł do 50 MW. Choć ich przeciętny udział w liczbie koncesjonowanych przedsiębiorstw ciepłowniczych wynosi aż 61-62% (lata 2008-2014), to łączna moc zain-

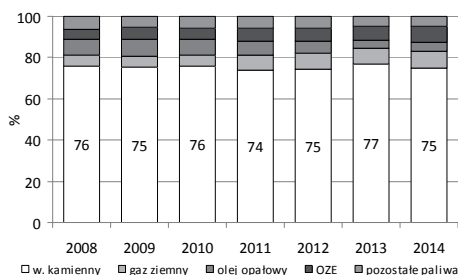
stalowana w tych przedsiębiorstwach stanowi 8-10% mocy zainstalowanej ogółem.



Rys. 2. Moc zainstalowana w przedsiębiorstwach ciepłowniczych, a) szt., b) %
Fig. 2. The installed heating power in heating plants with specification groups of heat generation capacity, a) numbers, b) %

Źródło: opracowanie własne na podst. (Energetyka ciepła... 2009-2015)

Ciepło oraz ciepła woda użytkowa w przedsiębiorstwach ciepłowniczych w Polsce produkowana jest głównie w oparciu o węgiel kamienny. Jego przeciętny udział w strukturze wytwarzania ciepła w latach 2008-2014 wynosi aż 74-77% (rys. 3). Spośród pozostałych paliw w ostatnich latach rośnie udział gazu ziemnego (do ok. 8%) i paliw odnawialnych (gł. biomasy, 6-8%).



Rys. 3. Struktura produkcji ciepła w Polsce wg stosowanych paliw, lata 2008-2014

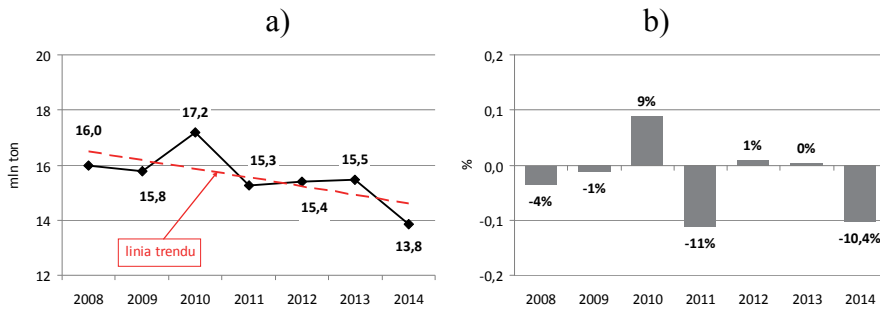
Fig. 3. Structure of heat generation by the fuels in Poland, 2008-2014

Źródło: opracowanie własne na podst. (Energetyka ciepła... 2009-2015)

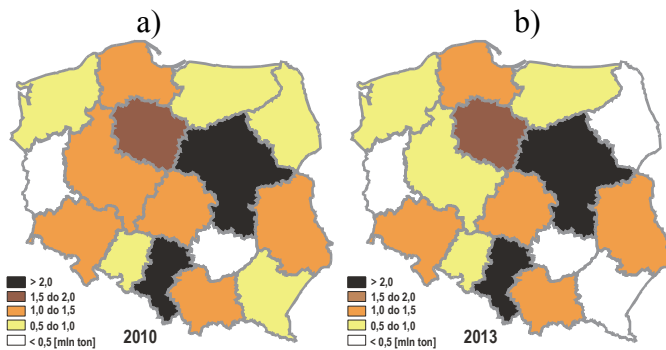
Od 2008 r. zużycie węgla kamiennego do produkcji ciepła w Polsce utrzymuje się w lekkim trendzie spadkowym (rys. 4). W latach 2008-2014 przedsiębiorstwa ciepłownicze przeciętnie rocznie zużywały

14-17 mln ton tego paliwa. Największy wzrost w stosunku rocznym wystąpił w roku 2010 (o 9%), a największy spadek w 2011 (o 11%). Zmiany te można powiązać z różną długością sezonu grzewczego. Względem 2010 r. liczba stopniodni grzania (Efektywność...2015) wydłużyła się o 442 i w 2011 r. wyniosła 3881.

Według podziału administracyjnego największe zużycie węgla kamiennego do produkcji ciepła występuje w woj. mazowieckim i śląskim (rys. 5). W porównywanym przykładowym latach w przypadku pierwszego województwa zużycie mieściło się w klasie powyżej 2 mln ton/rok, a drugiego – od 1,5 do 2,0 mln ton/rok.



Rys. 4. Zużycie węgla kamiennego do produkcji ciepła, a) mln ton, b) zmiana r/r
Fig. 4. Hard coal consumptions for heat generation, a) million t, b) change Y-on-Y
Źródło: opracowanie własne na podst. (Energetyka ciepła... 2009-2015)



Rys. 5. Zużycie węgla kamiennego do produkcji ciepła w układzie wojewódzkim, a) w 2010 r., b) w 2013 r.

Fig. 5. Hard coal consumptions in heat generation by voivodeships, a) 2010, b) 2013

Źródło: opracowanie własne na podst. (Statystyka ciepłownictwa...2012, 2014)

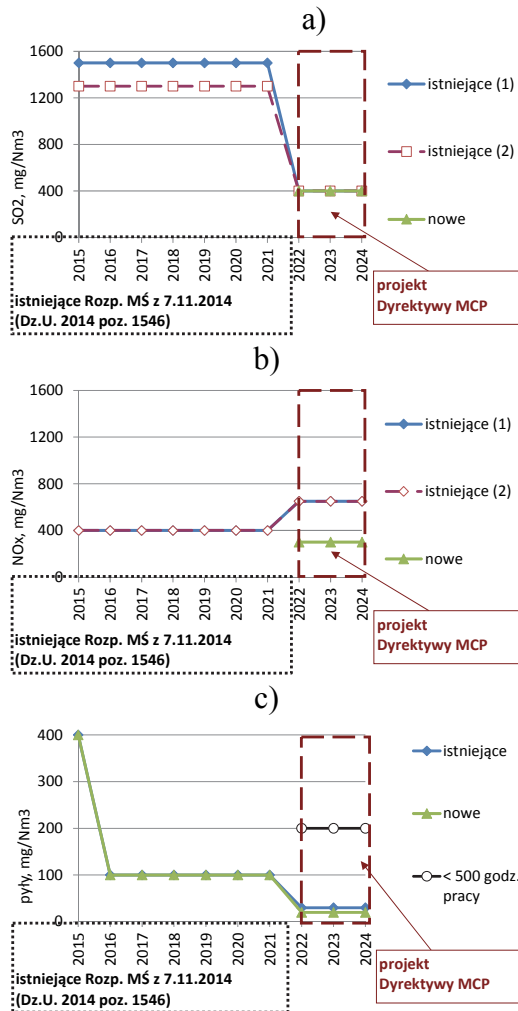
Z obecnych trendów zużycia węgla w kamiennego w sektorze ciepłowniczym można wnioskować, że w dłuższej perspektywie surowiec ten nadal pozostanie najważniejszym paliwem stosowanym w tej grupie odbiorców.

3. Standardy emisyjne według projektu Dyrektywy MCP

Obecnie obowiązującym dokumentem regulującym standardy emisyjne wprowadzanych do powietrza zanieczyszczeń powstałych w wyniku spalania różnego rodzaju nośników energii (w tym węgla kamiennego) jest Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 7 listopada 2014 r. (Rozporządzenie...Dz.U. 2014 poz. 1546). W dokumencie tym – w zależności od mocy źródła oraz od daty złożenia wniosku na budowę źródła lub daty oddania źródła do użytkowania – podana jest wielkość dopuszczalnej emisji SO_2 , NO_x oraz pyłów.

Jednakże – w celu poprawy jakości powietrza oraz mając na względzie ochronę środowiska – w Unii Europejskiej trwają prace nad Dyrektywą *Medium Combustion Plants* (tzw. Dyrektywa MCP – Projekt COM(2013)919). Dyrektywa ta ma mieć zastosowanie od 2025 roku i odnosi się do średnich obiektów energetycznego spalania (niezależnie od rodzaju wykorzystywanego paliwa), których nominalna moc źródła jest równa lub większa niż 1 MW i mniejsza niż 50 MW. Tym samym wspomniana Dyrektywa uderzy w liczną grupę ciepłowni o mocy do 50 MW, które zasilają krajowy system ciepłowniczy. Przykładowe wielkości dopuszczalnych emisji tych trzech zanieczyszczeń dla źródeł o mocy 5-50 MW według obowiązującego w Polsce aktu prawnego (Rozporządzenie...Dz.U. 2014 poz. 1546) oraz projektu Dyrektywy MCP prezentują wykresy na rysunku 6.

Nowe dopuszczalne wielkości emisji do powietrza dwutlenku siarki, tlenków azotu i pyłów (zwanych w Dyrektywie MCP cząstkami stałymi) z istniejących obiektów o nominalnej mocy cieplnej do 5 MW mają obowiązywać od dnia 1 stycznia 2030 r., a powyżej 5 MW – od dnia 1 stycznia 2025 r. Dopuszczalna wielkość emisji SO_2 ma zmniejszyć się do 400 mg/Nm^3 (rys. 6a). Emisja NO_x ma wynieść 650 mg/Nm^3 w przypadku obiektów istniejących, a dla obiektów nowych – zmniejszyć się do 300 mg/Nm^3 (rys. 6b). Natomiast dopuszczalna wielkość emisji pyłów (cząstek stałych) dla obiektów istniejących ma wynieść 30 mg/Nm^3 , a dla nowych – 20 mg/Nm^3 (rys. 6c).



(1) źródła oddane do użytkowania przed 29.03.1990 r.

(2) źródła oddane do użytkowania po 28.03.1990 r.

Rys. 6. Standardy emisyjne SO₂ (a), NO_x (b) i pyłów (c) pochodzących ze spalania węgla kamiennego dla źródeł o nominalnej mocy cieplnej ≥ 5 i < 50 MW wg obowiązującego Rozporządzenia MŚ i Dyrektywy MCP

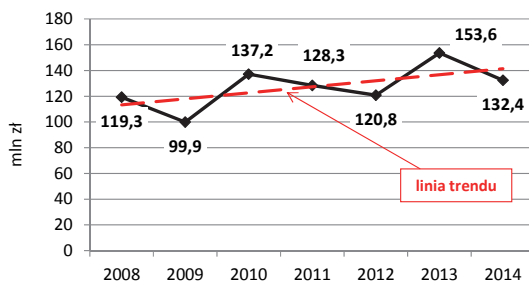
Fig. 6. SO₂ (a), NO_x (c) and dust (c) emission standards from hard coal combustion for sources with thermal power lower than 5 MW according to the current regulation the Minister of Environment and MCP Directive

Źródło: opracowanie własne na podst. (Rozporządzenie...Dz.U. 2014 poz. 1546, Projekt COM(2013)919)

Część z istniejących instalacji o mocy do 50 MW może zostać zwolniona z obowiązku przestrzegania dopuszczalnych wielkości emisji, których roczny czas funkcjonowania wynosi nie więcej niż 500 godzin. Wówczas dla obiektów spalających paliwa stałe (w tym węgiel kamienny) dopuszczalna wielkość emisji dla cząstek stałych (pyłów) będzie wynosić 200 mg/Nm^3 (rys. 6c).

4. Koszty środowiskowe a użytkowanie węgla kamiennego w ciepłowniach

Zaostrzone normy emisji zanieczyszczeń do powietrza w pewien sposób wpłyną również na koszty środowiskowe (związane z użytkowaniem węgla) ponoszone przez dane przedsiębiorstwo ciepłownicze. Od 2008 r. opłaty za korzystanie ze środowiska znajdują się w trendzie wzrostowym (rys. 7) oraz są mniej więcej porównywalne z poziomem inflacji. Na wielkość tych opłat m.in. mają wpływ zmieniające się co-rocennie jednostkowe stawki za wprowadzanie zanieczyszczeń do powietrza (rys. 8). W przypadku opłat za emisję pyłów średni wzrost stawek od 2008 roku wyniósł ok. 3%, a pozostałych zanieczyszczeń – ok. 4%. Jedynie zmianom nie uległy stawki ze emisję CO, które wynoszą $0,11 \text{ zł/kg}$. W latach 2014-2015 – ze względu na ujemną inflację – zmianie uległy tylko stawki za składowanie odpadów.



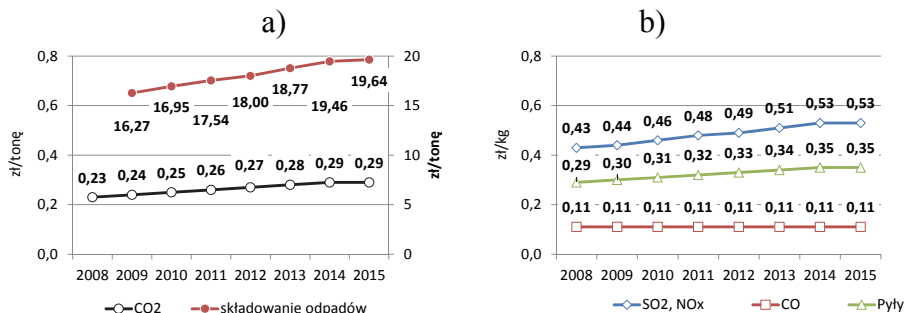
Rys. 7. Opłaty za korzystanie ze środowiska przez przedsiębiorstwa ciepłownicze, lata 2008-2014

Fig. 7. The fees for using the environment by heating plants, 2008-2014

Źródło: opracowanie własne na podst. (Energetyka ciepła... 2009-2015)

Jednakże proponowane nowe standardy emisyjne według Dyrektywy MCP mogą spowodować, że przedsiębiorstwa, które nie będą w stanie sprostać wymogom Dyrektywy – poprzez m.in. przeprowadza-

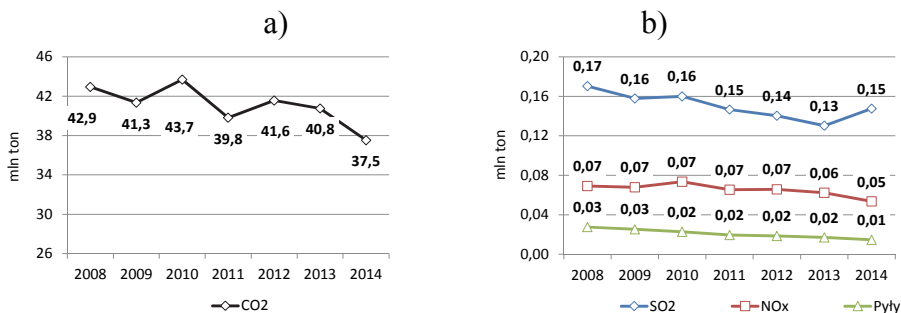
nie kolejnych modernizacji lub też instalację nowych, nowoczesnych urządzeń grzewczych czy też instalacji wychwytyjących zanieczyszczenie – będą musiały ponosić wysokie koszty środowiskowe.



Rys. 8. Jednostkowe stawki opłat za emisję CO₂ i składowanie odpadów (a) oraz SO₂, NO_x i pyłów (b)

Fig. 8. Charges for emission CO₂, waste disposal (a), and emission SO₂, NO_x dust (b)

Źródło: opracowanie własne na podst. (Obwieszczenie Ministra...2008-2015)



Rys. 9. Emisja CO₂ (a) oraz SO₂, NO_x i pyłów (b) przez przedsiębiorstwa ciepłownicze, lata 2007-2014

Fig. 9. CO₂ (a), and SO₂, NO_x and dust (b) emissions by heating plants, 2007-2014

Źródło: opracowanie własne na podst. (Energetyka ciepła 2009-2015)

5. Oszacowanie kosztów środowiskowych w zależności od parametrów jakościowych węgla kamiennego

W celu oszacowania kosztów środowiskowych, jakie muszą ponieść ciepłownie o mocy do 50 MW przeprowadzono symulacje, pozwalające określić zależność zmian kosztów wytwarzania energii w kotłach

rusztowych (wynikających ze zmian opłat związanych z gospodarczym korzystaniem ze środowiska) od zmian parametrów jakościowych węgla.

W obliczeniach tych uwzględniono tylko tę grupę kosztów związanych z produkcją energii, która wynika z gospodarczego korzystania ze środowiska a zależna od parametrów spalanego węgla.

Opłaty środowiskowe ponoszone przez elektrownie to problem związany przede wszystkim z kosztami związanymi z emisją SO_2 , NO_x , CO , CO_2 oraz pyłów i składowaniem odpadów. W obliczeniach wykorzystano stawki za emisję SO_2 , NO_x , CO , CO_2 oraz pyłów i składowaniem odpadów z 2015 r., a zmiany tych stawek w latach 2008-2015 ilustruje rysunek 8. Zmiany poziomu tych stawek zbliżone są do poziomu inflacji.

Spalanie węgla o określonej zawartości popiołu powoduje nie tylko emisję pyłów, ale również powstawanie odpadów stałych, proporcjonalnie do zawartości popiołu w węglu i w zależności od skuteczności odpylania spalin. Przy określaniu skutków finansowych wynikających z zawartości popiołu obliczono, poza kosztami emisji pyłowej także koszty składowania wytworzonych odpadów stałych (popiołów lotnych i żużli). Koszty te określono na podstawie obowiązującej stawki opłaty z uwzględnieniem oszacowanego kosztu powiększenia składowiska (przyjmowanego zazwyczaj w wysokości stawki opłaty podstawowej). W obliczeniach uwzględnia się także koszty związane z odsiarczaniem spalin (Grudziński 2012).

Koszt redukcji emisji siarkowej oszacowano w następujący sposób:

- dla wyliczonego koniecznego stopnia odsiarczania (dla danej pary parametrów S i Q) obliczono zapotrzebowanie na sorbent wapienowy (mielony kamień wapienny) o czystości 95% (przyjmując molowy stosunek $\text{Ca}/\text{S} = 2$ – tzw. współczynnik nadmiaru),
- założono, że produkt odsiarczania jest odpadem, podlegającym składowaniu – koszt składowania oszacowano w taki sam sposób, jak dla odpadów ze spalania (czyli w wysokości dwukrotnej stawki opłaty podstawowej).

Dla oszacowania pozostałych emisji gazowych: tlenków węgla i azotu wykorzystano wskaźniki przedstawione w tabeli 1.

W wykonanej analizie założono, że koszty związane z emisją są tylko związane z opłatami za emisję, a ciepłownia posiada darmowe limity emisji CO_2 i nie musi kupować praw do emisji na rynku. Podstawowe

stałe przyjęte do obliczeń symulacyjnych kosztów gospodarczego korzystania ze środowiska w wyniku spalania węgla w ciepłowni zestawiono w tabeli 2.

Tabela 1. Podstawowe stałe przyjęte do wyliczeń kosztów gospodarczego korzystania ze środowiska w wyniku spalania węgla kamiennego

Table 1. The basic parameters applied to the calculation of the economic costs of using the environment as a result of hard coal combustion

Przyjęte stałe do obliczeń	Jednostka	Przyjęta wartość
Wskaźnik emisji NO ₂	g/GJ	148
Wskaźnik emisji CO ₂	kg/GJ	93,74
Wskaźnik emisji NO ₂	g/GJ	10
ilość siarki przechodzącej w SO ₂	%	80
ilość popiołu przechodzącego do pyłu		20
ilość popiołu przechodząca do żużla		80
cena sorbentu	zł/tonę	130

Źródło: opracowanie własne na podst. (Obwieszczenie Ministra... 2008-2015, Rozporządzenie...Dz.U. 2014 poz. 1546, Grudziński 2012)

Tabela 2. Wielkość opłat za emisje SO₂ w zależności od wartości opalowej i zawartości siarki (opłaty obejmują także koszty odsiarczania spalin) [zł/tonę]

Table 2. Fees for emissions of SO₂ depending on calorific value and Sulphur content (including the costs of flue gas desulphurization) [PLN/t]

Zaw. siarki S_r [%]	Wartość opalowa Q_i [MJ/kg]						
	25	24	23	22	21	20	19
0,3	2,5	2,5	2,6	2,5	2,6	2,5	2,6
0,4	3,4	3,4	3,4	3,4	3,4	3,4	3,4
0,5	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2
0,6	5,1	5,1	5,1	5,1	5,1	5,1	5,1
0,7	5,9	5,9	6,0	6,0	6,0	6,1	6,1
0,8	6,8	6,9	6,9	7,0	7,0	7,0	7,1
0,9	7,8	7,8	7,9	7,9	8,0	8,0	8,0
1,0	8,8	8,8	8,9	8,9	8,9	9,0	9,0
1,1	9,7	9,8	9,8	9,8	9,9	9,9	10,0
1,2	10,7	10,7	10,8	10,8	10,8	10,9	10,9

Źródło: obliczenia własne

W wykonanych obliczeniach wykorzystano procedury liczenia kosztów środowiskowych oraz metodyki prezentowane w pracach (Radivič 1997, Lorenz 1999, Grudziński 2011, 2012). Metodyka ta została dostosowana do warunków spalania węgla w kotłach rusztowych.

Oszacowane koszty emisji gazowych (SO_2 , NO_2 , CO , CO_2) oraz pyłów i składowania odpadów stałych, wytworzonych w procesie spalania, w zależności od zmian parametrów jakościowych węgla (odpowiednio): wartości opałowej (Q_r^1), zawartości siarki (S_r^1) i zawartości popiołu (A^1) zestawiono w tabelach 2-4. Wszystkie wyniki podają koszty w przeliczeniu na tonę spalonego węgla o danej jakości. W obliczeniach uwzględniono tylko opłaty związane z korzystaniem ze środowiska – nie uwzględniono kar, gdyż jednostka, która w dłuższym czasie przekraczałaby normy emisji musiałyby zostać zamknięta. W tej części obliczeń nie uwzględniono także kosztów związanych z nabyciem pozwoleń na emisję CO_2 .

Tabela 3. Wielkość opłat za emisje NO_2 , CO , CO_2 [zł/tonę]

Table 3. Fees for emissions of NO_2 , CO , CO_2 [PLN/t]

Substancja zanieczyszczająca	Wartość opałowa Q_r^1 [MJ/kg]						
	25	24	23	22	21	20	19
NO_x	2,0	1,9	1,8	1,7	1,7	1,6	1,5
$\text{CO}+\text{CO}_2$	0,8	0,7	0,7	0,7	0,7	0,6	0,6

Źródło: obliczenia własne

Tabela 4. Wielkość opłat za emisje pyłów i składowanie odpadów w zależności od wartości opałowej i zawartości popiołu [zł/tonę]

Table 4. Fees for emissions particulate matter and solid waste disposal [PLN/t]

Substancja zanieczyszczająca	Zawartość popiołu A^1 [%]						
	12	14	16	18	20	22	24
Pyły	2,5	3,0	3,4	3,8	4,2	4,6	5,0
Odpady stałe	4,4	5,2	5,9	6,7	7,4	8,1	8,9
Razem	7,0	8,1	9,3	10,4	11,6	12,8	13,9

Źródło: obliczenia własne

Prezentowane w tabelach 2-4 wyliczenia symulacyjne pokazują, jak zmieniają się opłaty w zależności od zmian odpowiednich parametrów jakościowych węgla.

Poziom emisji pyłów oraz ilość tworzących się odpadów stałych zależą od dwóch parametrów: wartości opałowej i zawartości popiołu. Jednak w przeliczeniu kosztów na 1 tonę węgla – ich wielkość zmienia się tylko w zależności od zawartości popiołu (inaczej byłyby w przypadku wyrażenia tych kosztów na 1 GJ – wtedy byłyby one zróżnicowane także dla różnych kaloryczności). Dla CO, CO₂ i NO_x zmiany opłat uzależnione są w tym wyliczeniu tylko od wartości opałowej. W przypadku emisji SO₂ zmiany opłat wynikają zarówno ze zmian wartości opałowej, jak i zawartości siarki.

Specyficzną symulację, uwzględniającą równoczesne zmiany trzech parametrów jakościowych (Q, A, S) w tabeli „dwuwymiarowej” prezentuje tabela 5. Jest to możliwe dzięki wykorzystaniu zależności funkcyjnej, wiążącej zawartość popiołu i wartość opałową, gdyż dla większości polskich węgli można zaobserwować silną liniową zależność między tymi parametrami.

Tabela 5. Suma opłat za emisje SO₂ (wraz z kosztami odsiarczania), NO₂, CO, CO₂, pyłów i składowanie odpadów, w zł/tonę węgla kamiennego

Table 5. Total fees for emissions of SO₂ (including the costs of flue gas desulphurization), NO₂, CO, CO₂ and solid waste disposal in PLN per 1 t of hard coal

Zawartość siarki S _t ^t [%]	Zawartość popiołu A ^f [%]						
	11,6	14	16,4	18,7	21,1	23,4	25,8
	Wartość opałowa Q _t ^t [MJ/kg]						
	25	24	23	22	21	20	19
0,3	12,5	13,3	14,1	14,9	15,8	16,6	17,4
0,4	13,6	14,4	15,3	16,1	16,9	17,8	18,6
0,5	14,8	15,6	16,5	17,3	18,1	18,9	19,8
0,6	16	16,8	17,6	18,4	19,3	20,1	20,9
0,7	17,1	17,9	18,8	19,6	20,4	21,3	22,1
0,8	18,3	19,1	19,9	20,7	21,6	22,4	23,2
0,9	19,4	20,2	21,1	21,9	22,7	23,6	24,4
1,0	20,6	21,4	22,2	23	23,9	24,7	25,5
1,1	21,7	22,5	23,4	24,2	25	25,9	26,7
1,2	22,9	23,7	24,5	25,3	26,2	27	27,8

Źródło: obliczenia własne

Równanie (1) przedstawia wspomnianą zależność funkcyjną, która została opracowana na podstawie informacji o parametrach jakościowych obejmujących produkcję 36 mln ton miałów energetycznych. Współczynnik regresji R^2 dla tej zależności wyniósł 0,93, a błąd szacowania wynosi 1,6% A^r (Grudziński 2012):

$$A^r = -2,36 Q_i^r + 73 [\%] \quad (1)$$

gdzie:

Q_i^r – wartość opałowa w stanie roboczym [MJ/kg],

A^r – zawartość popiołu [%].

Sumę opłat środowiskowych przy zmianach trzech parametrów (wartości opałowej, zawartości siarki i popiołu) prezentuje tabela 5. Zawartość popiołu jest tu zmienną zależną, a zmiennymi niezależnymi – zawartość siarki i wartość opałowa.

By móc sprostać zaostrzającym się normom emisyjnym niektóre przedsiębiorstwa ciepłownicze muszą podjąć decyzję o modernizacji obiektu oraz rozważyć możliwość spalania węgla o lepszych parametrach jakościowych.

W sektorze ciepłowniczym głównie zużywany jest węgiel krajowy o wartości opałowej rzędu 21-22 MJ/kg, 19-21% zawartości popiołu i 0,6-0,9% zawartości siarki (Ceny zbytu...2012-2015). Parametry te zostały wyróżnione kolorem szarym w tabeli 5. Przy przyjętych założeniach (patrz tab. 1) suma oszacowanych opłat środowiskowych dla 1 tony węgla kamiennego zawierałaby się w przedziale od 18 do 23 złotych.

6. Podsumowanie

Prezentowany w artykule zestaw tabel pokazuje, jak dla danej ciepłowni o mocy do 50 MW będą kształtowały się koszty środowiskowe przy zmianie parametrów węgla takich, jak: wartość opałowa, zawartość siarki i zawartość popiołu. Analizowane parametry węgla są również jego głównymi parametrami handlowymi.

Zmiana parametrów jakościowych węgla dostarczanego do użytkowników wpływa na koszty wytwarzania energii. Poziom kosztów wynikający z gospodarczego korzystania ze środowiska jest związany z poziomem parametrów jakościowych. W wynikach przedstawionej procedury obliczeniowej zaprezentowano jak zmieniają się wielkości

kosztów związanych z użytkowaniem węgla w zależności od zmian określonych parametrów jakościowych. Koszty te są związane z opłatami za emisje pyłów, za składowanie odpadów oraz za emisje SO₂ (opłaty te obejmują także koszty odsiarczania spalin).

Przeprowadzone obliczenia są pomocne w określaniu tych gatunków węgla (klas), które – z punktu widzenia użytkownika – mogą być bardziej konkurencyjne w stosunku do innych.

W polskim sektorze ciepłowniczym przedsiębiorstwa ciepłowni-
cze najczęściej spalają węgiel kamienny o parametrach jakościowych (Q/A/S) zawierających się w zakresie: 21-22 MJ/kg, 19-21% popiołu i 0,6-0,9% siarki. Suma opłat środowiskowych dla zużycia 1 tony węgla tej klasy wynosiłaby 18-23 zł/tonę. Spalanie węgla o wspomnianych parametrach będzie się wiązać z koniecznością stosowania urządzeń odpylających o sprawności na poziomie 62-69%. Obecnie nowoczesne kotły rusztowe spełniają te wymagania, gdyż oferują sprawność odpylania na poziomie ok. 70%. W przypadku emisji SO₂ tylko w przypadku węgla o parametrach Q wynoszących 21-22 MJ/kg i 0,6% siarki – nie będzie wymagana technologia odsiarczania. Natomiast w przypadku spalania gorszych gatunków węgla wymagane jest odsiarczanie o sprawności rzędu 6-30% (w zależności od parametrów jakościowych węgla uwzględnionych w tabeli 5). Szacunki te dotyczą norm, które będą obowiązywać od początku 2016 roku.

Z przeprowadzonych obliczeń wynika, że koszty gospodarczego korzystania ze środowiska w zależności od parametrów jakościowych spalanego węgla mogą zwiększyć koszty spalania węgla o 9-11%.

Wprowadzenie nowych, ostrzejszych norm emisji przemysłowych dla obiektów o mocy od 1 do 50 MW (głównie małych, lokalnych ciepłowni) dla wielu zakładów wymusi konieczność inwestycji w modernizację urządzeń grzewczych oraz w modernizację lub montaż instalacji wychwytyjących zanieczyszczenia. W efekcie końcowym – poniesione nakłady inwestycyjne spowodują podwyższenie cen ciepła dla końcowego odbiorcy. Według wstępnych szacunków Izby Gospodarczej Ciepłownictwa Polskiego wzrost ten może nawet wynieść 25%.

Publikacja zrealizowana w ramach badań statutowych Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią Polskiej Akademii Nauk.

Literatura

- Ceny zbytu i wielkość sprzedaży sortymentów grubych, średnich i drobnych oraz miałów do wybranych grup odbiorców w kraju w 2014 r. (Opracowania z lat 2012-2015).* Opracowano na podstawie danych źródłowych pozyskanych przez ARP S.A. Oddział w Katowicach w ramach „Programu badań statystycznych statystyki publicznej” – badanie statystyczne „Górnictwo węgla kamiennego i brunatnego” prowadzone przez Ministra Gospodarki. Katowice: Wyd. Agencja Rozwoju Przemysłu SA.
- Dyrektywa IED – Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE z dnia 24 listopada 2010 r. w sprawie emisji przemysłowych (zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola).* (<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2010:334:0017:0119:p1:PDF>; dostęp: 26-10-2015).
- Dyrektywa MCP – Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie ograniczenia niektórych zanieczyszczeń do powietrza ze średnich obiektów energetycznego spalania. Projekt COM(2013)919.* (http://eur-lex.europa.eu/procedure/EN/2013_442; dostęp: 26-10-2015)
- Efektywność wykorzystania energii w latach 2003-2013 (2015).* Warszawa: Wyd. Główny Urząd Statystyczny.
- Energetyka ciepła w liczbach – 2014 (2015).* Warszawa: Wyd. Urząd Regulacji Energetyki.
- Energetyka ciepła w liczbach (Wydania z lat 2009-2015).* Warszawa: Wyd. Urząd Regulacji Energetyki.
- Grudziński, Z. (2011). Wpływ opłat środowiskowych wynikających z parametrów jakościowych węgla na koszty produkcji energii elektrycznej. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi – Mineral Resources Management*, 27(1), 115-127.
- Grudziński, Z. (2012). *Metody oceny konkurencyjności krajowego węgla kamiennego do produkcji energii elektrycznej.* Studia Rozprawy Monografie Nr 180, Kraków: Wyd. Instytutu GSMiE PAN.
- Klojzy-Karczmarczyk, B. & Makoudi, S. (2011). Szacowanie wskaźnika wytwarzania odpadów zawierających azbest na obszarach wiejskich wybranych gmin. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 13, 1823-1834.
- Lorenz, U. (1999). *Metoda oceny wartości węgla kamiennego energetycznego uwzględniająca skutki jego spalania dla środowiska przyrodniczego.* Studia Rozprawy Monografie Nr. 64, Kraków: Wyd. Instytutu GSMiE PAN.
- Obwieszczenie Ministra Środowiska w sprawie wysokości stawek opłat za korzystanie ze środowiska za lata 2008-2015.*

- Pawul, M. & Sobczyk, W. (2011). Edukacja ekologiczna w zakresie gospodarki odpadami jako narzędzie realizacji zrównoważonego rozwoju. *Problems of sustainable development*, 6(1), 147-156.
- Radovič, U. (1997). *Zanieczyszczenie atmosfery. Źródła oraz metodyka szacowania wielkości emisji zanieczyszczeń*. Warszawa: Wyd. Centrum Informatyki Energetyki
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 7 listopada 2014 r. w sprawie standardów emisyjnych dla niektórych rodzajów instalacji, źródeł spalania paliw oraz urządzeń spalania lub współspalania odpadów*. Dz.U.2014 poz. 1546.
- Sobczyk, W., Biedrawa-Kozik, A., Kowalska, A. (2012). Threats to Areas of Natural Interest. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 14, 262-273.
- Sobczyk, W., Kowalska, A. & Sobczyk, E.J. (2014). Wykorzystanie wielokryterialnej metody AHP i macierzy Leopolda do oceny wpływu eksploatacji złóż żwirowo-piaskowych na środowisko przyrodnicze doliny Jasiołki. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi – Mineral Resources Management*, 30(2), 157-172.
- Statystyka ciepłownictwa polskiego 2011 (2012)*. Warszawa: Wyd. Agencja Rynku Energii SA.
- Statystyka ciepłownictwa polskiego 2013 (2014)*. Warszawa: Wyd. Agencja Rynku Energii SA.
- Zużycie paliw i nośników energii (Wydania z lat 2007-2014)*. Warszawa: Wyd. Główny Urząd Statystyczny.

Environmental Costs Resulting from the Use of Hard Coal in Heating Plants of Thermal Power Under 50 MW

Abstract

The purpose of this article is to estimate the environmental costs for Polish heating plants with thermal power lower than 50 MW, using hard coal. The draft new EU legislation (the Medium Combustion Plant (MCP) Directive) have the need to meet the national emission limits. To address them, the existing heating plants with thermal power lower than 50 MW using hard coal (stoker-fired boilers) must reckon with the need to upgrade or restore them in the new technologies. The heat generation market in Poland is local, due to high fragmentation of heating companies. The most strongly represented group of producers of heat are heat generation plants with capacity lower than 50 MW.

These heating plants are equipped mainly stoker-fired boilers. In Poland, the production of heat and hot water in heating plants is mainly based on hard coal. Its average share in the structure of heat generation in the period 2008-2014 is as high as 74-77%.

The article estimated costs of emissions of: SO₂, NO_x, CO, CO₂, particulate matter and costs of solid waste disposal, which are produced in the combustion process of hard coal. The calculations focused on heating plants with stoker-fired boilers. These costs were calculated according to changes in hard coal quality parameters (calorific value – Q, Ash content – A, Sulphur content – S). These costs were calculated for one tone of hard coal burned for a particular quality.

The companies involved in the Polish heating sector are usually using hard coal of quality parameters (Q/A/S) containing in the range of: 1-22 MJ/kg calorific value, 19-21%A and 0.6-0.9%S. Total fees for emissions of SO₂, NO₂, CO, CO₂ and solid waste disposal of 1 t hard coal this class would be 18-23 PLN/t. The combustion of coal for these parameters will require the need for the use of dust collecting equipment with an efficiency of 62-69%. Today, modern stoker-fired boilers meet these demands because they offer efficiency of extraction of approx. 70%. Considering the SO₂ emission only in the case of hard coal of Q parameters amounting to 21-22 MJ / kg and 0.6%S – not required for desulfurization technology. In the case of burning low-grade coal is required desulfurization efficiency of the order of 6-30%. These estimates relate to the standards that will apply from the beginning of 2016. The conducted calculations show that the cost of the economic use of the environment depending on the quality parameters of coal burning may increase the cost of coal burned by 9-11%.

Streszczenie

Celem niniejszego artykułu jest oszacowanie kosztów środowiskowych dla średnich obiektów energetycznych spalających węgiel kamienny w Polsce. W związku z projektem nowych przepisów unijnych (*the Medium Combustion Plant (MCP) Directive*) zaistnieje konieczność dotrzymania krajowych pułapów emisji. By móc im sprostać, istniejące średnie obiekty energetycznego opalane węglem kamiennym spalania (kotły rusztowe) muszą liczyć się z potrzebą ich modernizacji lub odtworzenia w nowych technologiach. Rynek ciepłowniczy w Polsce ma charakter lokalny, spowodowany dużym rozdrobnieniem przedsiębiorstw ciepłowniczych. Najliczniej reprezentowaną grupą wśród wytwórców ciepła są przedsiębiorstwa o mocy do 50 MW a w nich obiekty wyposażone w kotły rusztowe.

Ciepło oraz ciepła woda użytkowa w przedsiębiorstwach ciepłowniczych produkowana jest głównie w oparciu o węgiel kamienny. Jego przeciętny udział w strukturze wytwarzania ciepła w latach 2008-2014 wynosi aż 74-77%.

W artykule oszacowano koszty emisji gazów (SO_2 , NO_x , CO , CO_2) oraz pyłów i składowania odpadów stałych, wytworzonych w procesie spalania (w kotłach rusztowych). Wzięto pod uwagę ciepłownie z kotłami rusztowymi. Koszty te obliczono w zależności od zmian parametrów jakościowych węgla (Q , A , S) w przeliczeniu na tonę spalonego węgla o danej jakości.

Poziom emisji pyłów oraz ilość tworzących się odpadów stałych zależą od dwóch parametrów: wartości opałowej i zawartości popiołu. W przeliczeniu kosztów na jedną tonę węgla ich wielkość zmienia się tylko w zależności od zawartości popiołu. Dla emisji CO , CO_2 i NO_x zmiany opłat uzależnione są tylko od wartości opałowej, a przypadku emisji SO_2 wynikają zarówno ze zmian wartości opałowej, jak i zawartości siarki.

Przedsiębiorstwa ciepłownicze w Polsce najczęściej spalają węgiel kamienny o parametrach jakościowych (wartość opałowa – Q , zawartość popiołu – A , zawartość siarki – S) zawierających się w zakresie: wartość opałowa rzędu 21-22 MJ/kg, 19-21% A i 0,6-0,9% S . Obliczona suma opłat środowiskowych dla zużycia 1 tony węgla tej klasy wyniosłaby 18-23 zł/tonę. Spalanie węgla o wspomnianych parametrach będzie się wiązać z koniecznością stosowania urządzeń odpylających o sprawności na poziomie 62-69%. Obecnie nowoczesne kotły rusztowe spełniają te wymagania, gdyż oferują sprawność odpylania na poziomie ok. 70%. W przypadku emisji SO_2 tylko dla węgla o wartości opałowej rzędu 21-22 MJ/kg i zawartości siarki 0,6% S – nie będzie wymagana technologia odsiarczania. Natomiast przy spalaniu gorszych gatunków węgla będzie wymagane odsiarczanie o sprawności ok. 6-30%. Przedstawione szacunki dotyczą norm, które będą obowiązywać od początku 2016 r.

Słowa kluczowe:

opłaty środowiskowe, węgiel kamienny, ciepłownie

Keywords:

fees for emissions, hard coal, heating plants



Właściwości optyczne refrakcyjne wybranych olejków roślinnych

*Bohdan Andriyevsky, Lyudmyla Andriyevska,
Tadeusz Piecuch, Anna Kowalczyk
Politechnika Koszalińska*

1. Wprowadzenie

Współczynnik załamania n optycznie przezroczystego materiału jest ważną jego charakterystyką, która zależy od elektronowej struktury cząsteczek odpowiedniej substancji. W przypadku olejków roślinnych, zawierających stosunkowo słabo oddziałujące cząsteczki, są jednak własności, które zależą w znacznym stopniu od oddziaływania międzycząsteczkowego. Do takich własności można odnieść krzepnięcie i parowanie olejków. Ostatnie zjawisko wpływa prawdopodobnie w dużym stopniu na intensywność zapachu każdego olejku, który jest ważny w odpowiednich zastosowaniach praktycznych. W związku z tym wyniki badań zależności temperaturowych gęstości $\rho(T)$ i współczynnika załamania $n(T)$ olejków roślinnych mogą być pomocne w oszacowaniu stopnia oddziaływania międzycząsteczkowego i odpowiednich możliwości ewentualnych zastosowań praktycznych.

Niniejsza praca została wykonana w celu zbadania właściwości optycznych, refrakcyjnych trzech olejków roślinnych, z pomarańczy, cytryny i grejpfruta, w zakresie temperaturowym 20-60°C. Podobne badania dla olejków roślinnych z anyżu, jałowca i czarnuszki zostały przeprowadzone wcześniej (Piecuch i in. 2009, Andriyevsky et al. 2010).

Gęstości ρ i współczynniki załamania n olejków z pomarańczy i cytryny w temperaturze pokojowej (25°C) są znane z literatury (Guenther 1948-1952) (tabela 1). Danych o gęstości i współczynniku załamania olejku z grejpfruta nie udało się natomiast znaleźć.

W niniejszej pracy przedstawiono wyniki badań z pomiarów temperaturowych w zakresie 20-60°C współczynnika załamania $n_D(T)$ i gęstości $\rho(T)$ trzech olejków roślinnych: z pomarańczy, cytryny i grejpfruta. Na bazie otrzymanych danych i z zastosowaniem zaproponowanego przez autorów modelu oddziaływania światła z układem elektronowym materiału (Andriyevsky et al. 2010), bazującym na odpowiednim modelu *Clausiusa-Mosotti* i wzorze *Lorentz-Lorenza* (Born & Wolf 1984, Robinson 2004), zostały obliczone charakterystyczne stałe dla trzech badanych olejków: stałe refrakcji elektronowej właściwej (R/M) i współczynnik wniosku polaryzacyjnego (x).

2. Metodyka badań

Do otrzymania olejków z pomarańczy, cytryny i grejpfruta w niniejszym badaniu zastosowano metodę destylacji z pary wodnej. Jest to metoda tradycyjna do ekstrakcji różnych olejków (Katsiotis 1988). Destylacja z parą wodną stosowana jest przy produkcji olejków słabo rozpuszczalnych w wodzie, których składniki nie ulegają praktycznie rozkładowi w temperaturze około 100°C w obecności pary wodnej i u których ubytek części składników rozpuszczalnych w wodzie nie wpływa w sposób zasadniczy na jakość olejku.

Zaletą metody destylacji parą wodną jest stosunkowo mało skomplikowana aparatura, niewymagająca wysoko kwalifikowanej obsługi i zachowywania specjalnych środków ostrożności (Klimek 1957, Andriyevska i in. 2008).

Destylacją nazywa się proces przeprowadzania cieczy w parę i następnie skraplania jej w oddzielnym naczyniu. Destylacja stosowana jest powszechnie w technice w celu oddzielenia cieczy od ciał stałych i do rozdzielenia mieszanin cieczy.

Olejki eteryczne zawarte są w różnych częściach rośliny: w kwiatach, liściach, łodygach, owocach, nasionach, korzeniach i kłączach. Surowce olejkodajne poddawane są przerobowi w stanie świeżym lub wysuszonym. Suszenie surowców prowadzi do pewnych strat w zawartości

olejku, niemniej jednak przerób suchego surowca przynosi poważne korzyści, jak możliwość prowadzenia produkcji w sposób ciągły przez cały rok (Andrijevskaja i in. 2008, Piecuch 2007).

Otrzymanie odpowiedniej jakości olejku uwarunkowane jest jego czystością. W związku z tym części roślin, z których otrzymuje się olejki powinny być pozbawione wszelkich zanieczyszczeń (części zbutwiały, spleśniały), które przyczyniają się do uzyskania olejków gorszej jakości (Andrijevskaja i in. 2008, Bandrowski & Troniewski 1996).

Zwraca się uwagę, że w przemyśle stosowane są dwa zasadnicze sposoby prowadzenia destylacji parą wodną: destylacja parą wodną wytwarzaną w aparacie destylacyjnym przez ogrzewanie gazami spalinyowymi lub wężownicą parową oraz destylacja parą wodną wytwarzaną poza aparatem destylacyjnym: źródłem pary jest kocioł parowy, a para wprowadzona jest do aparatu bezprzeponowo (Andrijevskaja i in. 2008, Piecuch 2007).

Do pomiarów bezwzględnego współczynnika załamania n_D olejków przy długości fali świetlnej $\lambda_D = 589 \text{ nm}$ w niniejszej pracy wykorzystano standardowy refraktometr *Abbe*, model AR2 (produkt „A. KRÜSS Optronic”). Niepewność bezwzględna pomiaru współczynnika załamania wynosiła $\delta n = \pm 0,0002$. Kalibracja kontrolna refraktometru została wykonana z wykorzystaniem potrójnie destylowanej wody. Stabilizacja i regulacja temperatury badanego olejku była realizowana za pomocą termostatu przepływowego typu „PolyScience model 912” z wodnym nośnikiem ciepła z niedokładnością nie większą niż $\pm 0,2^\circ\text{C}$. Współczynnik załamania badanych olejków n_D został zmierzony w zakresie temperaturowym od 10 do 60°C z krokiem około 5°C w trybie zwiększenia temperatury.

Gęstość olejków ρ w temperaturze pokojowej była otrzymana poprzez pomiar masy m określonej objętości V olejku i następnie obliczenie,

$$\rho = \frac{m}{V} \quad (1)$$

Zastosowana metoda pomiarowa jednak nie gwarantowała otrzymanie gęstości ρ olejków z niedokładnością względną mniejszą niż $\delta\rho/\rho \approx \pm 0,01$. Zależności temperaturowe gęstości olejków $\rho(T)$ w przedziale temperaturowym 10 - 60°C były otrzymywane poprzez pomiary

zależności temperaturowych objętości olejków $V(T)$ o wiadomej masie m w 6-litrowym zbiorniku wodnym tego samego termostatu przepływowego typu “*PolyScience model 912*”, który był używany także do pomiarów zależności temperaturowych współczynnika załamania olejków. Niedokładność względna pomiaru objętości V olejków wynosi $\delta V/V \approx \pm 0.01$.

3. Wyniki i dyskusja

Wyniki pomiarów gęstości ρ i współczynnika załamania n_D olejków badanych przedstawiono w tabeli 1.

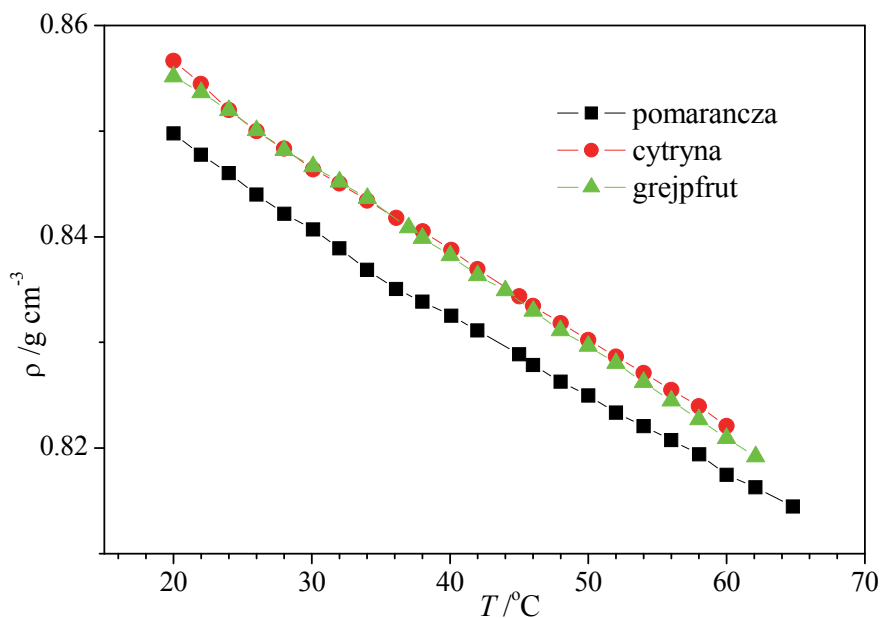
Tabela 1. Stałe fizyczne olejków z pomarańczy, cytryny i grejpfruta w różnych temperaturach

Table 1. Physical constants of the orange, lemon and grapefruit oils at various temperatures

Rodzaj olejku	Temperatura °C	Gęstość g cm^{-3}		Współczynnik załamania n_D	
		Pomiar	(Guenther 1948- 1952)	pomiar	(Guenther 1948- 1952)
Pomarańczowy	25	0,845	0,843- 0,846	1,4705	1,472- 1,474
	40	0.8325		1.4635	
	60	0.817		1.4542	
Cytrynowy	25	0,851	0,849- 0,855	1,4734	1,474- 1,476
	40	0.839		1.4665	
	60	0.822		1.4577	
Grejpfrutowy	25	0,851	brak danych	1,4735	brak danych
	40	0.838		1.4668	
	60	0.821		1.4575	

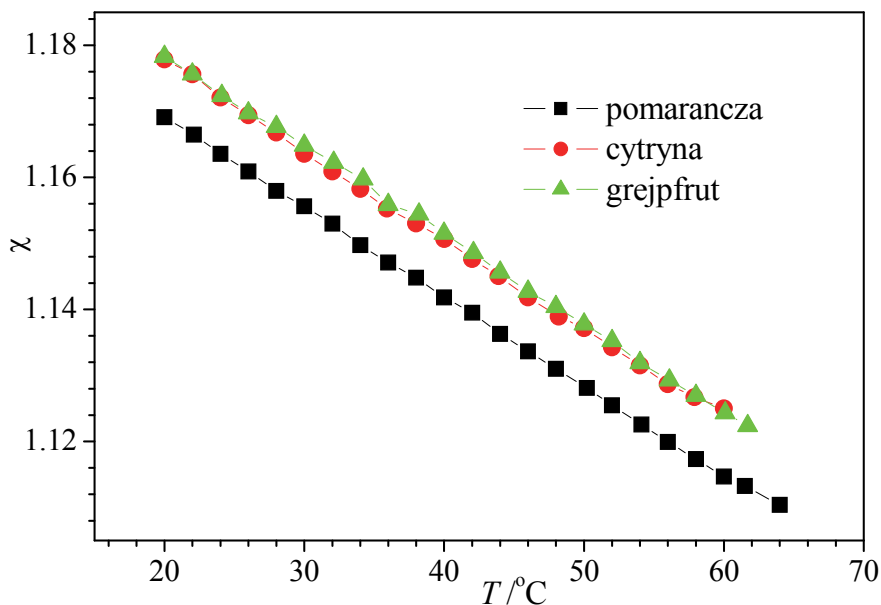
Gęstości olejków ρ z pomarańczy i cytryny w temperaturze 25°C okazały się być bliskie (różnica nie przekracza 0,4%) do swoich odpowiedników referencyjnych (Guenther 1948-1952). Te ostatnie, jednak nieco różnią się (nie więcej niż o 0,2%) w zależności od miejsca geograficznego wyprodukowania olejku. Podobne zachowanie zaobserwowano w przypadku współczynnika załamania n_D . Jakościowe zachowania za-

leżności temperaturowych gęstości $\rho(T)$ i współczynnika załamania $n_D(T)$ olejków badanych były typowe, tzn. malały wraz ze wzrostem temperatury (tabela 1). Na rysunkach 1 i 2 przedstawiono zależności w funkcji temperatury gęstości $\rho(T)$ i podatności elektrycznej $\chi_D(T)$ ($\chi_D = n_D^2 - 1$) dla olejków (podatność elektryczna χ jest stosowana częściej niż współczynnik załamania n w opisach teoretycznych właściwości mikroskopowych materiałów). Z przedstawionych danych wynika, że zależności $\rho(T)$ i $\chi_D(T)$, otrzymane z określoną wyżej dokładnością, są bardzo bliskie do liniowych, a więc na tym etapie uzasadnionym może być tylko stosowanie ich aproksymacji liniowej do ewentualnej dalszej obróbki matematycznej i omówienia wyników badań, związanych z oddziaływaniem międzycząsteczkowym.



Rys. 1. Zależności w funkcji temperatury gęstości $\rho(T)$ olejków z pomarańczy, cytryny i grejpfruta

Fig. 1. Temperature dependencies of density $\rho(T)$ of the orange, lemon and grapefruit oils



Rys. 2. Zależności w funkcji temperatury podatności elektrycznej $\chi(T)$ olejków z pomarańczy, cytryny i grejpfruta

Fig. 2. Temperature dependencies of susceptibility $\chi(T)$ of the orange, lemon and grapefruit oils

W większości przypadków badań w niewielkich zakresach temperaturowych uważa się, że współczynnik załamania n (czy podatność elektryczna χ) jest wprost proporcjonalny do gęstości substancji ρ . Takie zachowanie oczekuje się w przypadku niezależności polaryzowalności α substancji od jej gęstości ρ (Limsuwan & Vedam 1978). Są jednak przypadki, kiedy obserwuje się wynik eksperymentu pociągający za sobą wyraźną zależność polaryzowalności α od gęstości ρ (Mizouchi & Cooper 1973, Arndt & Hummel 1989).

Przy rozchodzeniu się światła w materiale, na poszczególne jego cząsteczki działa efektywne pole elektryczne E' . Składa się ono z zewnętrznego pola E i pola spowodowanego przez polaryzację P sąsiednich cząsteczek. W najprostszym przypadku kryształów sześciennych oraz materiałów izotropowych obowiązuje zwykle następujący wzór *Lorentza-Lorenza* (Born & Wolf 1984),

$$E' = E + 4\pi P/3 \quad (2)$$

Na podstawie tej relacji można wyprowadzić znany wzór związku refrakcji R i współczynnika załamania n ,

$$R = \frac{(n^2 - 1)M}{(n^2 + 2)\rho} \quad (3)$$

gdzie M to masa molowa, a ρ to gęstość materiału.

Aby uzyskać jednak bardziej ogólny wzór typu (3), obowiązujący dla każdego rodzaju materiałów, należy obliczyć efektywne pole elektryczne E' na bazie bardziej ogólnej relacji (4),

$$E' = E + x \cdot 4\pi \cdot P \quad (4)$$

Tutaj x jest współczynnikiem wniosku polaryzacji P do efektywnego pola elektrycznego E' (Arndt & Tan 1997). Ten współczynnik jest proporcjonalny do natężenia oddziaływania dipol-dipolowego w materiale. Z uwzględnieniem wzoru (4), otrzymuje się następującą relacją pomiędzy refrakcją R a współczynnikiem załamania n ,

$$R = \frac{(n^2 - 1)M}{[1 + x(n^2 - 1)]3\rho} \quad (5)$$

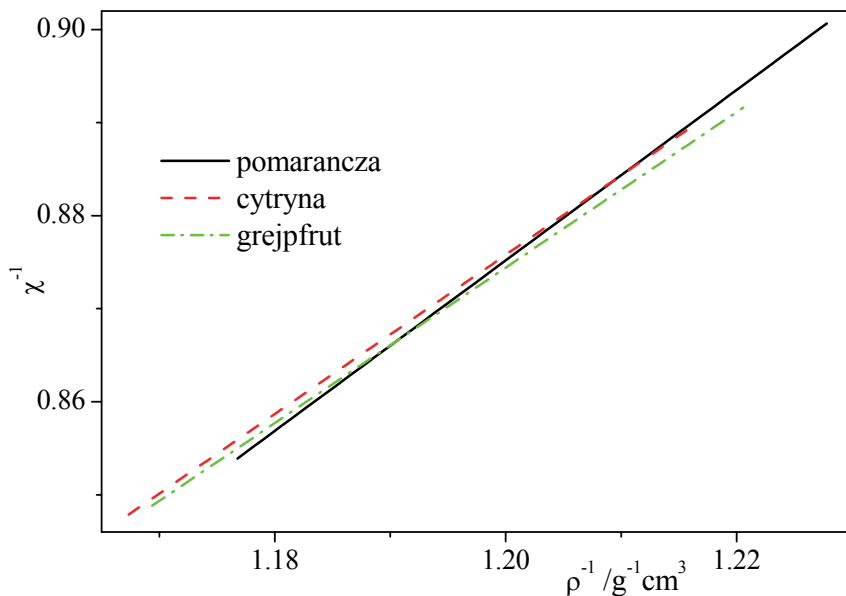
Zależność (3) jest szczególnym przypadkiem relacji (5), kiedy $x = 1/3$. Więc, wprowadzenie współczynnika x rozszerza możliwości interpretacji wyników badań polaryzacji elektrycznej w materiałach dielektrycznych (Andriyevsky 2003, Andriyevsky & Czaplá 2004).

Zależność (5) może być zapisana z wykorzystaniem podatności dielektrycznej $\chi = n^2 - 1$ w następującej postaci,

$$\frac{1}{\chi} = \frac{M}{3R} \frac{1}{\rho} - x \quad (6)$$

Refrakcja właściwa R/M i współczynnik wniosku polaryzacyjnego x (3) są tutaj charakterystykami polaryzacji elektrycznej materiałów badanych, które mogą być uzyskane z odpowiednich pomiarów zależności w funkcji temperatury współczynnika załamania $n(T)$ i gęstości $\rho(T)$.

Na rysunku 3 są przedstawione wyniki aproksymacji liniowej zależności odwrotności podatności elektrycznej χ^{-1} od odwrotności gęstości ρ^{-1} olejków badanych, z których zostały obliczone refrakcja właściwa R/M i współczynnik wnosku polaryzacyjnego x , przedstawione w tabeli 2.



Rys. 3. Zależności między odwrotnością podatności elektrycznej χ^{-1} i gęstości ρ^{-1} olejków roślinnych

Fig. 3. Dependencies between the inverse electrical susceptibility χ^{-1} and density ρ^{-1} for plant oils

Tabela 2. Właściwości optyczne refrakcyjne (n , R/M , x) i densymetryczne (ρ) trzech olejków roślinnych

Table 2. Optical refractive (n , R/M , x) and densymetric (ρ) properties of three plant oils

Rodzaj olejku	n ($T=25^{\circ}\text{C}$)	R/M g^{-1}cm^3	x	ρ ($T=25^{\circ}\text{C}$) g cm^{-3}
Pomarańczowy	1.4705	0.363	0.22	0.845
Cytrynowy	1.4734	0.390	0.15	0.851
Grejpfrutowy	1.4735	0.400	0.13	0.851

Należy podkreślić, że w odróżnieniu od współczynnika załamania n i gęstości ρ wielkości R/M i x dla olejków badanych są niezależne od temperatury w zakresie 20-60°C.

Z otrzymanych rezultatów wynika, że właściwości optyczne refrakcyjne olejków cytrynowego i grejpfrutowego są zbliżone do właściwości olejku pomarańczy. Wniosek do podatności elektrycznej χ i współczynnika załamania n , związany ze współczynnikiem polaryzacji x , w olejku z pomarańczy jest nieco większy niż odpowiedni wniosek w olejkach z cytryny i grejpfruta. Z przeprowadzonych badań wynika, że wiązania międzycząsteczkowe w olejkach z cytryny i grejpfruta są słabsze niż w olejku z pomarańczy.

4. Wnioski

Na bazie przeprowadzonych badań densymetrycznych i refraktometrycznych olejków roślinnych z pomarańczy, cytryny i grejpfruta w zakresie temperatur 20-60°C można sformułować następujące wnioski.

Zależności temperaturowe gęstości $\rho(T)$ i podatności elektrycznej $\chi_D(T)$ trzech olejków opisują się wielomianem pierwszego rzędu, $\rho(T) = a + bT$, z ujemnymi wartościami współczynników b .

Właściwości optyczne refrakcyjne olejków cytrynowego i grejpfrutowego są zbliżone do właściwości olejku pomarańczy.

Wiązania międzycząsteczkowe w olejkach z cytryny i grejpfruta mogą być słabsze niż w olejku z pomarańczy.

Literatura

- Andriyevsky, B., Andriyevska, L., Juraszka, B., Kowalczyk, A., Piecuch, T. (2009). Densimetric and refractive properties of oils from anise, juniper and black cumin for masking of odours. *Polish Journal of Environmental Studies*, 5, 10-19.
- Andriyevska, L., Juraszka, B., Kowalczyk, A., Piecuch, T., Pol, K., Zimoch, A. (2008). Neutralizacja przykrych zapachów poprzez rozpylanie roztworów powstałych na bazie ekstraktów z owoców cytrusowych, imbiru oraz goździków. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 10, 707-723.
- Andriyevsky, B. (2003). Calculation of refractive indices for $(\text{NH}_2\text{CH}_2\text{COOH})_2 \cdot \text{HNO}_3$ crystal. *Optics and Spectroscopy*, 95, 92-102.

- Andriyevsky, B., Andriyevska, L., Piecuch, T. (2010). Intermolecular interaction in plant oils from refractive and density measurements. *Optics and Spectroscopy*, 109, 932-937.
- Andriyevsky, B., & Czaplá, Z. (2004). Refractive and dilatative ferroelectric anomalies of DGN crystals. *Ferroelectrics*, 302, 39-41.
- Bandrowski, J., & Troniewski, L. (1996). *Destylacja i rektyfikacja*. Skrypty uczelniane nr 1954. Gliwice: Politechnika Śląska.
- Born, M., & Wolf, E. (1984). *Principles of Optics*. Oxford: Pergamon.
- Guenther, E. (1948-1952). *The Essential Oils*. New York: D. Van Nostrand Co.
- Hummel, W., & Arndt, J., W. (1989). Anomalous optical relaxation behaviour of densified SiO₂ glass. *J. Non-Cryst. Solids*, 109, 40-46.
- Katsiotis, S.T. (1988). Study of different parameters influencing the composition of hydrodistilled sweet fennel oil. *Flavour Fragrance Journal*, 4, 221-224.
- Klimek, R. (1957). *Olejki eteryczne*. Warszawa: Wydawnictwo Przemysłu Lekkiego i Spożywczego.
- Mizouchi, M., & Cooper, A.R. (1973). Relaxation of volume and index of refraction in pressure-compacted B₂O₃ glass. *J. Am. Ceram. Soc.*, 56, 320-323.
- Piecuch, T. (2007). *Technika wodno mulowa, urządzenia i procesy*. Koszalin: Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Koszalińskiej.
- Piecuch, T., Andriyevski, B., Andriyevska, L., Juraszka, B., Kowalczyk, A. (2009). Produkcja i rozpylanie roztworów neutralizujących przykre zapachy powstałych na osnowie ekstraktów z geranium, kminku zwyczajnego, anyżu jałowca pospolitego oraz czarnuszki. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 11, 607-629.
- Robinson, D.A. (2004). Calculation of the dielectric properties of temperate and tropical soil minerals from ion polarizabilities using the Clausius-Mosotti equation. *Soil Science Society of America Journal*, 68, 1780-1785.
- Tan, C.Z., & Arndt, J. (1997). The mean polarizability and density of glasses. *Physica B*, 229, 217-224.
- Vedam, K., & Limsuwan, P. (1978). Piezo- and elasto-optic properties of liquids under high pressure. II. Refractive index vs density. *J. Chem. Phys.*, 69, 4772-4778.

Optical Refractive Properties of Some Plant Oils

Abstract

Refractive index n of an optically transparent material is an important its parameter, which depends on the electronic structure of the corresponding substance. In the case of plant oils, consisting of the relatively weak interacting particles, there are properties that however depend greatly on the intermolecular

interaction. These properties are the oils coagulation and vaporization. The last phenomenon influences probably greatly the odor intensity of each oil, which can be significant for certain applications. Therefore, results of the temperature dependences of density $\rho(T)$ and refractive index $n(T)$ of plant oils can be helpful for estimation of the degree of intermolecular interaction and corresponding possibilities of practical applications of oils.

In the present paper, the results of study of the temperature dependences of refractive index $n_D(T)$ and density $\rho(T)$ in the range of 20-60°C have been presented for three plant oils obtained from orange, lemon and grapefruit.

For measurements of the absolute refractive index n_D of oils at the wavelength $\lambda_D = 589$ nm a standard *Abbe* refractometer was used. The oil's density ρ at ambient temperature was obtained by the measurement of the corresponding mass m and volume V , $\rho = m/V$. Measurements of the temperature dependences of refractive index $n(T)$ and volume $V(T)$ of the known mass of oil m were performed using the 6-liters water thermostat "PolyScience model 912".

The dependences obtained have been used for calculation of the characteristic values of specific refraction and intermolecular interaction of the oils according to the model of the effective electric field proposed in the former publications of the authors (Andriyevsky, B., et al. 2009, Andriyevsky, B., et al. 2010).

The following conclusions have been formulated on the basis of investigations of the orange, lemon and grapefruit plant oils done in the temperature range of 20-60°C.

1. The temperature dependences of density $\rho(T)$ and electric susceptibility $\chi_D(T)$ are fitted satisfactorily by the first order polynomial, $\rho(T) = a + bT$, with negative coefficients b .
2. Refractive properties of the lemon and grapefruit oils are close in comparison to the analogous values for the orange oil.
3. Intermolecular bonds in the lemon and grapefruit oils can be weaker in comparison to the orange oil.

Streszczenie

Współczynnik załamania n optycznie przezroczystego materiału jest ważną jego charakterystyką, która zależy od elektronowej struktury cząsteczek odpowiedniej substancji. W przypadku olejków roślinnych, zawierających stosunkowo słabo oddziałujące cząsteczki, są jednak własności, które zależą w znacznym stopniu od oddziaływania międzycząsteczkowego. Do takich własności można odnieść krzepnięcie i parowanie olejków. Ostatnie zjawisko wpływa prawdopodobnie w dużym stopniu na natężenie zapachu każdego olejku, który jest ważny w odpowiednich zastosowaniach praktycznych. W związku

z tym wyniki badań zależności temperaturowych gęstości $\rho(T)$ i współczynnika załamania $n(T)$ olejków roślinnych mogą być pomocne w oszacowaniu stopnia oddziaływania międzycząsteczkowego i odpowiednich możliwości ewentualnych zastosowań praktycznych.

W niniejszej pracy przedstawiono wyniki badań zależności temperaturowych w zakresie 20-60°C współczynnika załamania $n_D(T)$ i gęstości $\rho(T)$ trzech olejków roślinnych: z pomarańczy, cytryny i grejpfruta.

Do pomiarów bezwzględnego współczynnika załamania n_D olejków na długości fali świetlnej $\lambda_D = 589$ nm wykorzystano standardowy refraktometr *Abbe*. Gęstość olejków ρ w temperaturze pokojowej była otrzymana poprzez mierzenie masy m określonej objętości V olejku i następujące obliczenie według wzoru definiującego $\rho = m/V$. Pomiar zależności temperaturowych współczynnika załamania $n(T)$ i objętości olejków $V(T)$ o określonej masie m wykonano przy pomocy 6-litrowego wodnego termostatu przepływowego typu "PolyScience model 912".

Otrzymane zależności wykorzystano do obliczenia charakterystycznych wielkości refrakcji właściwej i oddziaływania międzycząsteczkowego w olejkach według modelu pola efektywnego zaproponowanego we wcześniejszych pracach autorów (Andriyevsky, B., et al. 2009, Andriyevsky, B., et al. 2010).

Na bazie przeprowadzonych badań densymetrycznych i refraktometrycznych olejków roślinnych z pomarańczy, cytryny i grejpfruta w zakresie temperatur 20-60°C sformułowano następujące wnioski.

1. Zależności temperaturowe gęstości $\rho(T)$ i podatności elektrycznej $\chi_D(T)$ trzech olejków aproksymują się zadowalająco wielomianem pierwszego rzędu, $\rho(T) = a + bT$, z ujemnymi wartościami współczynników b .
2. Właściwości optyczne refrakcyjne olejków cytrynowego i grejpfrutowego są zbliżone w porównaniu do właściwości olejku pomarańczy.
3. Wiązania międzycząsteczkowe w olejkach z cytryny i grejpfruta mogą być słabsze niż w olejku z pomarańczy.

Słowa kluczowe:

olejki roślinne, gęstość, współczynnik załamania, oddziaływanie międzycząsteczkowe

Keywords:

plant oils, density, refractive index, intermolecular interaction



Ko-fermentacja pomiotu kurzego

Zofia Sadecka, Monika Suchowska-Kisielewicz
Uniwersytet Zielonogórski

1. Wstęp

W gospodarce ściekami i osadami pochodzącymi z różnych sektorów, beztlenowe, biologiczne metody przeróbki z produkcją metanu mają zasadniczą przewagę nad innymi procesami. Rozkład beztlenowy należy do najstarszych procesów biologicznych, który stosowano już w czasach, gdy praktycznie nic jeszcze nie wiadano o jego mikrobiologicznych podstawach. Metoda gromadzenia fekałi czy gnojowicy w zbiornikach, z przeznaczeniem do wykorzystania rolniczego w okresach poza wegetacyjnych roślin była stosowana od stuleci, stosowana jest też obecnie. Od ponad stu lat stosuje się ten proces do celowego już oczyszczania wysoko stężonych ścieków i do stabilizacji osadów ściekowych. Rozwój technologii fermentacji metanowej jest bardzo intensywny, czego dowodem jest wprowadzanie innowacyjnych modyfikacji prowadzenia tego procesu. Obok powszechnie stosowanej fermentacji metanowej osadów ściekowych, coraz większego znaczenia nabierają metody biologicznego, beztlenowego przetworzenia wielu rodzajów odpadów organicznych, zarówno stałych jak i ciekłych. Dzięki tym rozwiązaniom ogranicza się składowanie tych odpadów na składowiskach (Sadecka 2010, Jędrzak 2007, Sidelko 2013, Lebiocka 2013). O efektywności procesu oraz o ilości produkowanego biogazu decyduje skład chemiczny substratu i jego podatność na rozkład beztlenowy. Praktycznie każda substancja organiczna, nie zawierająca inhibitorów, może być substratem wykorzystanym do produkcji biogazu.

Duży udział w substratach odpadowych białek i tłuszczu korzystnie wpływa na efektywność biodegradacji, podczas gdy wysoka zawartość lignin i hemicelulozy znacznie ją obniża. Podatność substratów or-

ganicznych na biodegradację ocenia się na podstawie ilorazu C/N, który powinien dla procesu fermentacji metanowej mieścić się w zakresie: od 20:1 do 30:1.

Wartości ilorazów C/N dla wybranych substratów z podziałem na substraty o niskiej i wysokiej zawartości azotu zestawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Wartości ilorazu C/N dla wybranych substratów (Khanakl 2008, Jędrzszak 2007)

Table 1. The value of quotient of C/N for the selected substrates (Khanakl 2008, Jędrzszak 2007)

Substraty odpadowe o niskiej zawartości azotu		Substraty odpadowe o wysokiej zawartości azotu	
Substrat	Iloraz C/N	Substrat	Iloraz C/N
Słoma	80-100:1	Odpady kuchenne	12-20:1
Liście i chwasty	90:1	Odpady żywności	15:1
Siano	40:1	Odpady zielone	10-25:1
Papier	170-800:1	Obornik	18:1
Trociny	200-500:1	Pomiot kurzy	15:1
Drewno	700:1	Rośliny nie strączkowe	11-12:1
Kora	100-130:1	Rośliny motylkowe	18-20:1
Kolby kukurydzy	40-80:1	Świeża trawa	12-20:1

Przedstawione w tabeli 1 dane wykazują, że nie wszystkie substraty charakteryzują się korzystnym dla procesu fermentacji ilorazem C/N. Optymalizację składu substratów, a w szczególności: zawartości suchej masy, suchej masy organicznej, proporcji C/N czy też stężenia inhibitorów można uzyskać stosując ko-fermentację, czyli wspólną fermentację dwóch lub więcej składników połączonych w jednorodną mieszaninę.

Najczęściej spotyka się rozwiązanie, gdy udział jednego z substratów przekracza 50%. Obecnie rozwój technologii fermentacji nabiera innego wymiaru i w miarę prowadzonych doświadczeń w skali półtechnicznej czy też technicznej zwiększa się spectrum wykorzystywanych substratów. Można wymienić tu kilka z nich, a są to gnojowica, odpady z rolnictwa lub przemysłu rolno-spożywczego, frakcje organiczne odpadów komunalnych, bioodpady (zbierane selektywnie), odpady

papiernicze, biomasa czy kiszonki. W przypadku fermentacji odpadów mieszanych konieczne jest zbilansowanie składu substratów, parametrów procesowych oraz wstępne przygotowanie substratów (Sadecka 2010, Jędrzak 2007, Dąbrowska 2015).

W tabeli 2 przedstawiono wydajność produkcji metanu z substratów (wykorzystywanych do ko-fermentacji w biogazowniach), charakteryzujących się wysoką podatnością na rozkład biologiczny i wysoką produkcją metanu ze wskazaniem miejsc ich powstawania wraz z zawartością suchej masy (s.m.) i suchej masy organicznej (s.m.o.).

Zgodnie z rządowym programem „Innowacyjna Energetyka – Rolnictwo Energetyczne” coraz większą rolę w energetyce odnawialnej powinna odgrywać energia pochodząca z biogazu rolniczego. Potencjał biomasy rolniczej do produkcji biogazu umożliwia wyprodukowanie od 5 do 6 mld m³ gazu rocznie, którego parametry są zbliżone do gazu ziemnego. Roczne zapotrzebowanie na gaz w Polsce wynosi około 14 mld m³, podczas gdy krajowe wydobycie gazu ziemnego kształtuje się na poziomie 4,5 mld m³ (Popczyk 2008, Romaniuk 2014). Szacuje się, że odbiorcy indywidualni z terenów wiejskich zużywają około 500 mln m³ gazu. Przewidywana produkcja biogazu w biogazowniach mogłaby pokryć około 10% zapotrzebowania kraju na gaz lub w całości zapotrzebowanie odbiorców z terenów wiejskich. Dodatkowo można uzyskać 125 tys. MW_{he} (energii elektrycznej) i 200 MW_{hc} (ciepła).

W biogazowniach rolniczych w pierwszej kolejności powinny być wykorzystywane produkty uboczne z rolnictwa, płynne i stałe odchody zwierzęce oraz pozostałości przemysłu rolno-spożywczego. Szczególnym substratem jest pomiot kurzy, z którego z uwagi na wysoką zawartość substancji organicznych, można uzyskać wysoką produkcję biogazu. Według danych literaturowych pomiot kurzy charakteryzuje się zawartością suchej masy organicznej od 63 do 80% s.m., produkcją biogazu: 250-450 m³/Mg s.m.o., oraz 60% (obj.) zawartością metanu w biogazie (Fugol 2010, 2011, Szlachta 2009).

Tabela 2. Grupy ko-substratów charakteryzujących się wysokim potencjałem produkcji metanu (Romaniuk 2014)**Table 2.** Co-substrates with high potential for methane production (Romaniuk 2014)

Nazwa substratu	Sucha masa, %	Sucha masa organiczna, % s.m.	Produkcja CH ₄ m ³ /Mg s.m.o.
Odpady z hodowli zwierzęcej			
Gnojowica bydłęca	9,5	77,4	222,5
Gnojowica świńska	6,6	76,1	301,0
Odchody drobiowe mokre ze ściółką	15,1	75,6	320,0
Odchody drobiowe podsuszone	30,0	72,7	230,0
Odchody indyckie	15,1	75,6	320,0
Gnojowica krów	8,5	85,5	154,0
Gnojówka	2,1	60,0	222,5
Odpady poubojowe			
Odpady poflotacyjne z rzeźni	14,6	90,6	680,0
Zawartość zołądków bydłęcych	15,0	84,0	264,0
Tkanka tłuszczowa	14,3	49,1	700,0
Rośliny energetyczne i odpady rolnicze			
Trawa – kiszonka	40,3	83,4	396,6
Trawa	11,7	88,0	587,5
Siano	87,8	89,6	317,6
Ziemniaki liście	25,0	79,0	291,0
Kukurydza – kiszonka	32,6	90,8	376,5
Bób – kiszonka	24,1	88,6	546,6
Rzepak – kiszonka	50,8	87,6	444,0
Burak pastewny	13,5	85,0	360,3
Burak cukrowy	23,0	92,5	–
Cebula	12,9	94,8	–
Przetwórstwo spożywcze			
Odpady i resztki owoców	45,0	61,5	400,0
Odpady i pozostałości warzyw	13,6	80,2	370,0
Wysłodziny browarnicze	20,5	81,2	545,1
Wywar pogorzelniany ziemniaczany	13,6	89,5	387,7
Odpady z produkcji oleju	78,8	97,0	600,0
Serwatka	5,4	86,0	383,3
Odpady z produkcji serów	79,3	94,0	610,2
Odpady piekarnicze	87,7	97,1	403,4

Wykorzystanie pomiotu kurzego jako substratu w biogazowniach rolniczych stwarza jednak problemy eksploatacyjne. Związane jest to przede wszystkim z wysokimi stężeniami azotu amonowego oraz niekorzystnym ilorazem węgla organicznego do azotu w granicach od 2:1 do 14:1. Prawidłowo przebiegająca fermentacja metanowa pomiotu kurzego wymaga więc zbilansowania ilorazu C/N przez wprowadzanie odpowiedniej ilości dodatkowych ko-substratów, bogatych w węgiel organiczny (Carmona 2014). Ko-substratami tymi mogą być: odpady szklarniowe (łąty pomidorów, ogórków), odpady rolnicze (obierki, wysłodki, melasa), biomasa w tym rośliny energetyczne (kiszonki kukurydzy, trawy), frakcja organiczna odpadów komunalnych i osady ściekowe. Konkurencyjnym ko-substratem w przypadku małych biogazowni rolniczych może być podłoże popieczarkowe. Należy je traktować jako szeroko dostępny i tani substrat.

W pracy przedstawiono wyniki badań dotyczące przebiegu procesu fermentacji pomiotu kurzego z różnymi ko-substratami w aspekcie uzyskania wysokiej produkcji metanu. Efektywność produkcji biogazu z poszczególnych substratów określano na podstawie metodyki podanej przez Owena (Owena 1979), a wydajność produkcji metanu podano w dm^3/g suchej masy substratów i ich mieszanek.

2. Cel i metodyka badań

Głównym celem badań było ustalenie optymalnych udziałów ko-substratów do procesu fermentacji w celu uzyskania wysokiej produkcji metanu (BMP). Głównym substratem był pomiot kurzy, a jako ko-substraty wykorzystywano: podłoże pieczarek, kiszonkę kukurydzy, słomę, trawę oraz łąty pomidorów. Udział ko-substratów we wsadzie do fermentacji pomiotu kurzego ustalano w oparciu o iloraz C/N. Substraty rozdrabniano do wymiarów mniejszych od 20mm. Skład fizykochemiczny oceniano na podstawie następujących parametrów: zawartość suchej masy, suchej masy organicznej, ChZT, pH, stężenia azotu Kjeldahla, azotu amonowego i fosforu. Podatność tych substratów na biodegradację beztlenową oceniano na podstawie ilorazu C/N oraz w teście BMP. Badania procesu beztlenowego rozkładu z produkcją biogazu prowadzono w reaktorach nieprzepływowych (batch scale) (rysunek 1) o obj. $2,5 \text{ dm}^3$ w czasie 21-30 dób.



Rys. 1. Bioreaktory do testu BMP

Fig. 1. Bioreactors to BMP test

Potencjał biogazowy określono dla różnego procentowego udziału pomiotu kurzego i ko-substratów. W badaniach testowano następujące mieszanki:

- pomiot kurzy, kiszonka kukurydzy,
- pomiot kurzy, łęty pomidorów,
- pomiot kurzy, słoma,
- pomiot kurzy, podłoże pieczarek.

Procentowy udział pomiotu w mieszankach wynosił: 20, 60, 70 i 90%.

Analizy wykonano zgodnie z obowiązującymi polskimi i europejskimi normami, a w procesie fermentacji mierzono ilości i skład produkowanego biogazu oraz skład osadów pofermentacyjnych.

3. Wyniki badań i ich interpretacja

3.1. Iloraz C/N substratów

Podatność substratów na rozkład określano na podstawie ilorazu C/N. Wyniki obliczonych wartości C/N dla stosowanych w badaniach substratów przedstawiono w tabeli 3. Wyznaczone wartości C/N dla substratów wynosiły od 12 do 169. Do zakresu optymalnego dla procesu fermentacji zbliżony był tylko iloraz C/N = 31 wyznaczony dla łęt pomidorów. Pomiot kurzy charakteryzował się wartością tego ilorazu na poziomie 12. Wyniki uzyskane dla pomiotu, trawy, kiszonki kukurydzy

dobrze korespondują z wartościami C/N podawanymi w literaturze (Romaniuk 2014, Fugol 2011, Carmona 2014). Dla słomy stosowanej w badaniach uzyskano iloraz C/N = 169 i odbiegał on od zakresu podawanego w literaturze (80:1-100:1).

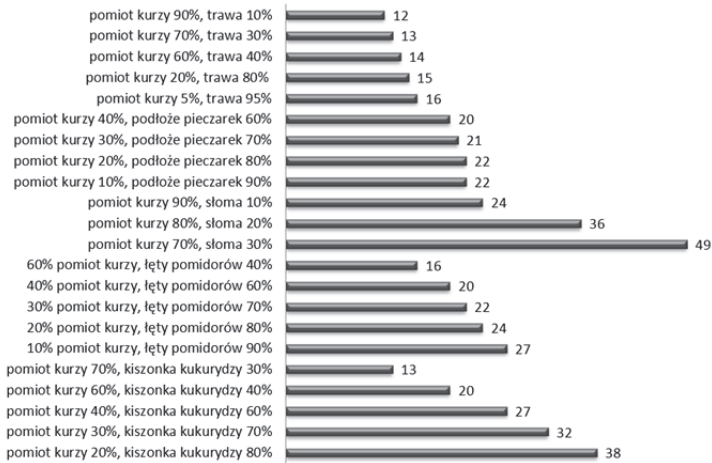
Tabela 3. Wartość ilorazu C/N badanych substratów

Table 3. The value of C/N quotient of tested substrates

Rodzaj substratu	C/N
pomiot kurzy	12
podłoże pieczarek	16
kiszonka kukurydzy	57
słoma	169
trawa	16
łęty pomidorów	31

Aby skorygować wartość ilorazu C/N, do substratu podstawowego (pomiot kurzy) dodawano w różnych proporcjach inne substraty. Wyznaczone wartości C/N dla mieszanin substratów przedstawiono na rysunek 4. Dla mieszaniny pomiotu kurzego z kiszonką kukurydzy iloraz C/N był w zakresie 13-38. Iloraz C/N od 20 do 30 uzyskano dla mieszanin: 40% pomiot kurzy+60% kiszonka kukurydzy oraz 60% pomiot kurzy+40% kiszonka kukurydzy. Dobrym ko-substratem do pomiotu kurzego okazały się łęty pomidorów. Dla udziału łęt od 60 do 90% wartości C/N mieszaniny oscylowały w zakresie od 20 do 27.

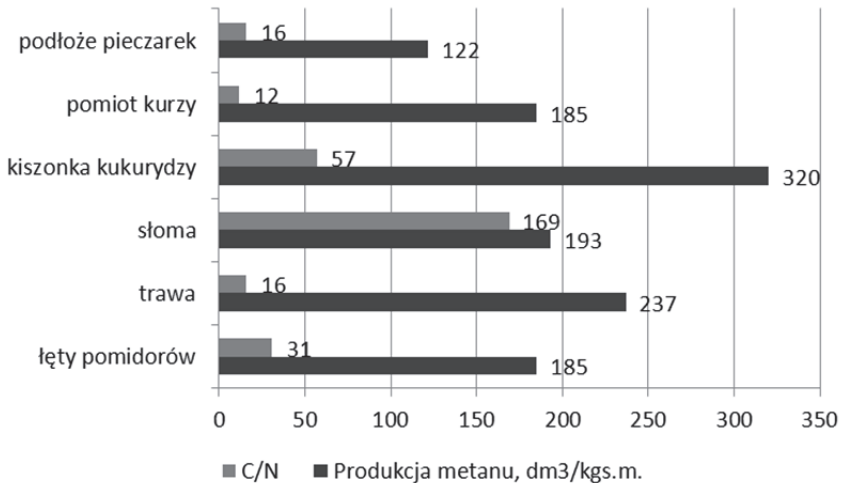
Wyniki badań mieszaniny pomiotu i słomy wykazują, że tylko w przypadku 10% udziału słomy wartość ilorazu wynosiła C/N=24. Gdy do pomiotu kurzego dodawano podłoże pieczarek w proporcjach od 60 do 90% uzyskano zadawalający iloraz C/N w zakresie 20-22. Trawa natomiast nie była dobrym ko-substratem do pomiotu, ponieważ jej udział od 10 do 95% nie spowodował poprawy ilorazu C/N. Określając podatność pomiotu kurzego z ko-substratami na rozkład beztlenowy na podstawie ilorazu C/N należy stwierdzić, że przy założeniu jak największego udziału pomiotu w mieszaninie optymalną wartości ilorazu C/N wynoszące 20 i 24 uzyskano kolejno dla mieszanin 60% pomiotu+40% kiszonki kukurydzy oraz 90% pomiotu+10% słomy.



Rys. 4. Ilorazy C/N mieszanki pomiotu kurzego z ko-substratami
Fig. 4. The quotient C/N mixture of chicken manure with co-substrates

3.2. Potencjał metanowy substratów

Wyniki badań dotyczące potencjału metanowego substratów przedstawiono na rysunku 5. Największą ilość metanu (na poziomie 320 dm³/kg s.m.) uzyskano dla kiszonki kukurydzy oraz dla trawy (rzędu 237 dm³/kg s.m.).



Rys. 5. Potencjał metanowy oraz iloraz C/N substratów
Fig. 5. The potential of the methane and the quotient C/N of substrates

Wyniki badań procesu ko-fermentacji dla pomiotu kurzego z ko-substratami przedstawiono w tabeli 4.

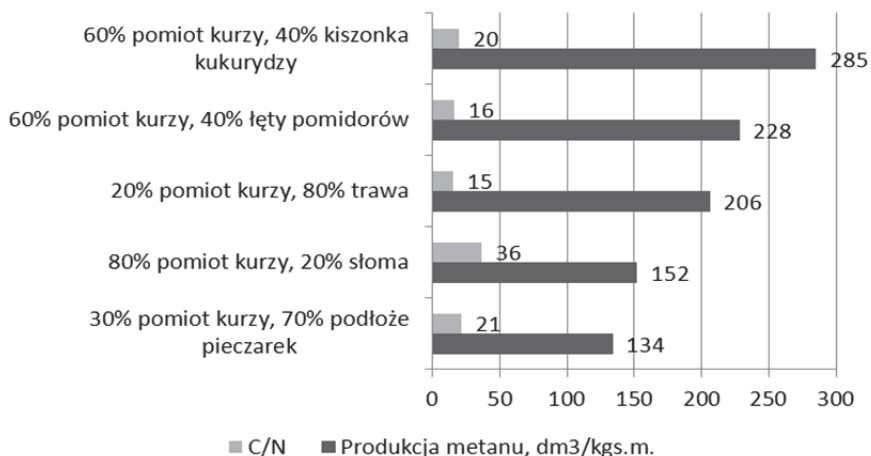
Dane zawarte w tabeli 4 wskazują, że kiszonka kukurydzy i lęty pomidorów są dobrymi ko-substratami do procesu fermentacji pomiotu kurzego. Największe ilości metanu jakie uzyskano podczas ko-fermentacji mieszanin pomiotu z ko-substratami przedstawiono na rysunku 6.

Tabela 4. Wyniki badań procesu ko-fermentacji pomiotu kurzego z różnymi substratami

Table 4. The research results of the chicken manure co-fermentation process with a variety of substrates

Substrat	pH	s.m., g/kg	s.m.o. g/kg s.m.	ChZT g/kg s.m.	N _{Kield.} g/kg s.m.	Metan ³ m ³ /t s.m.	Metan ³ m ³ /t s.m.o.
PK 20%, KK 80%	8,62	253,0	903,4	1546,0	25,8	–	–
PK 30%, KK 70%	8,63	248,6	871,9	1321,0	–	–	–
PK 40%, KK 60%	8,81	243,0	844,3	1362,0	25,3	–	–
PK 60%, KK 40%	8,85	232,0	801,6	1341,0	22,6	285,0	356,0
PK 70%, KK 30%	6,79	227,0	774,0	752,2	46,6	247,0	319,0
PK 10%, ŁP 90%	8,34	142,7	763,6	1076,8	31,1	–	–
PK 20%, ŁP 80%	8,64	152,8	697,9	720,5	36,0	84,0	138,0
PK 30%, ŁP 70%	8,57	218,1	742,1	885,3	30,1	108,1	145,7
PK 40%, ŁP 60%	8,51	165,8	578,9	591,8	46,1	212,4	366,7
PK 60%, ŁP 40%	8,83	180,7	724,2	319,4	46,9	228,0	393,0
PK 70%, S 30%	7,92	428,7	774,3	228,6	–	–	–
PK 80%, S 20%	7,95	322,6	817,3	547,4	38,2	152,0	202,5
PK 90%, S 10%	7,97	299,3	707,3	858,2	44,1	125,3	177,1
PK 10%, PP 90%	8,51	389,9	559,1	800,0	29,4	–	–
PK 20%, PP 80%	8,46	378,9	575,5	786,9	31,0	–	–
PK 30%, PP 70%	8,30	353,8	623,2	835,0	34,0	134,4	212,2
PK 40%, PP 60%	8,12	333,6	634,2	633,5	36,9	124,8	196,7
PK 5%, T 95%	7,90	277,3	607,8	790,7	40,5	–	–
PK 20%, T 80%	8,70	218,9	756,3	801,4	53,4	206,0	272,0
PK 60%, T 40%	8,85	215,6	728,3	830,6	59,7	163,0	223,0
PK 70%, T 30%	7,55	214,0	714,0	854,5	61,3	147,0	119,0
PK 90%, T 10%	8,89	213,2	767,6	840,0	62,9	85,3	111,4

PK – pomiot kurzy, KK – kiszonka kukurydzy, ŁP – lęty pomidorów, S – słoma, PP – podłoże pieczarek, T – trawa



Rys. 6. Potencjał metanowy oraz iloraz C/N substratów 2-składnikowych
Fig. 6. The methane potential and the quotient C/N of two-component substrates

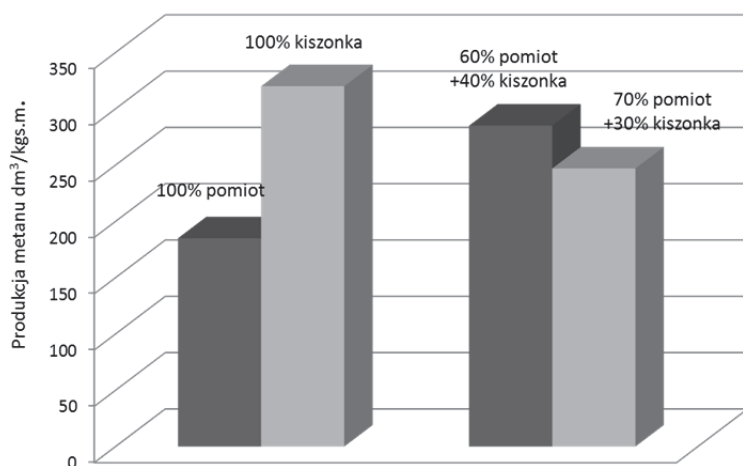
Mieszanina składająca się z 60% pomiotu i 40% kiszonki kukurydzy charakteryzowała się największą produkcją metanu. Produkcję metanu powyżej 200 dm³/kg s.m. uzyskano również dla mieszanin 60% pomiotu i 40% łęt pomidorów oraz 20% pomiot kurzy i 80% trawa. W przypadku dwóch ostatnich mieszanin wartości ilorazu C/N były mniejsze od 20 i wynosiły kolejno 16 i 15.

Interpretacja wyników badań przedstawiona na rysunkach 7 i 8 pozwala ocenić wpływ ko-substratów na efektywność produkcji metanu z pomiotu kurzego.

Dodatek 30 i 40% kiszonki kukurydzy (rysunek 7) powodował wzrost produkcji biogazu w stosunku do ilości produkowanej z pomiotu kurzego kolejno o: 25 i 35%. Porównując produkcję metanu z tych mieszanin odnotowano spadek tej produkcji w porównaniu do produkcji uzyskiwanej z samej kiszonki.

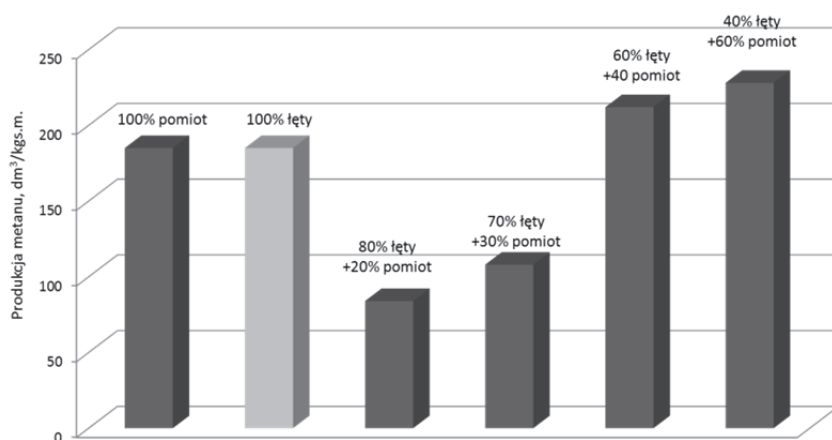
Z mieszaniny pomiotu z łętami pomidorów z zawartością 40 i 60% pomiotu uzyskano większą produkcję metanu w porównaniu do produkcji uzyskanej dla pomiotu lub łęt gdy fermentowano je oddzielnie (rysunek 8). Dodatek od 40 do 80% łęt do pomiotu powodował wzrost wartości ilorazu C/N (rysunek 4), co jednak nie wpłynęło na zwiększenie produkcji metanu. Największą produkcję metanu uzyskano w procesie ko-fermentacji mieszaniny: 60% pomiotu i 40% łęt pomidorów przy C/N=16. Przedstawione zależności wykazują, że iloraz C/N nie jest jed-

noznaczny parametr oceniających podatność substratów i ich mieszanin na rozkład beztlenowy.



Rys. 7. Produkcja metanu z pomiotu i kiszonki oraz ich mieszanin

Fig. 7. Methane production from chicken manure and silage corn and its mixtures



Rys. 8. Produkcja metanu z pomiotu i łęt pomidorów oraz ich mieszanin

Fig. 8. Methane production from chicken manure and haulm tomatoes and its mixtures

4. Wnioski

Wyniki badań składu substratów do procesu ko-fermentacji pomiotu kurzego wykazały, że:

1. Optymalne dla procesu fermentacji wartości ilorazu C/N czyli w zakresie 20-30 uzyskano dla mieszanin:
 - kiszonka kukurydzy 60%, pomiot kurzy 40% – **27**,
 - kiszonka kukurydzy 40%, pomiot kurzy 60% – **20**,
 - łęty pomidorów 90%, 10% pomiot kurzy – **27**,
 - łęty pomidorów 80%, 20% pomiot kurzy – **24**,
 - łęty pomidorów 70%, 30% pomiot kurzy – **22**,
 - łęty pomidorów 60%, 40% pomiot kurzy – **20**,
 - słoma 10%, pomiot kurzy 90% – **24**,
 - podłoże pieczarek 90%, pomiot kurzy 10% – **22**,
 - podłoże pieczarek 80%, pomiot kurzy 20% – **22**,
 - podłoże pieczarek 70%, pomiot kurzy 30% – **21**,
 - podłoże pieczarek 60%, pomiot kurzy 40% – **20**.
2. Największą produkcję metanu uzyskano z kiszonki kukurydzy (C/N=57) oraz z trawy (C/N=16). Dla tych substratów ilorazy C/N nie mieściły się w zakresie optymalnym dla procesu fermentacji.
3. W procesie ko-fermentacji pomiotu kurzego z różnymi substratami największe ilości metanu (285 oraz 228 dm³/kg s.m.) uzyskano kolejno dla mieszaniny: 60% pomiotu + 40% kiszonka kukurydzy (przy C/N = 27) oraz 60% pomiotu + 40% łęt pomidorów (przy C/N = 16). W przypadku ko-fermentacji pomiotu z łętami pomidorów największą produkcję uzyskano dla C/N<20.
4. Wyniki badań wykazują, że zalecany w literaturze iloraz C/N w zakresie 20-30:1 nie jest jednoznacznym parametrem oceniających podatność substratów i ich mieszanin na rozkład beztlenowy oceniany na podstawie ilości produktowego metanu (biogazu).

Badania wykonano w ramach projektu dofinansowanego ze środków Narodowego Centrum Badań i Rozwoju oraz Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w ramach Programu Gekon – Generator Koncepcji Ekologicznych.

Litaratura

- Carmona, P.C.R. & Witaszek, K., (2014). Fermentacja metanowa pomiotu kurzego jako alternatywa i przyjazna środowisku technologia jego zagospodarowania. *Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska*, 16(1), 21-26.
- Dąbrowska, L. (2015). Wpływ sposobu prowadzenia fermentacji osadów ściekowych na produkcję biogazu. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 17, 943-957.
- Fugol, M. & Prask, H. (2011). Porównanie uzysku biogazu z trzech rodzajów kiszzonek: z kukurydzy, lucerny i trawy. *Inżynieria Rolnicza*, 9(134), 31-38.
- Fugol, M. & Szlachta J. (2010). Zasadność używania kiszzonki z kukurydzy i gnojowicy świńskiej do produkcji biogazu. *Inżynieria Rolnicza*, 1(119), 169-174.
- Jędrzszak, A. (2007). *Biologiczne przetwarzanie odpadów*. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN.
- Khanal, S.K. (2008). *Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production*. Wiley-Blackwell, A John Wiley&Sons Publications.
- Lebiocka, M. (2013). Wpływ współfermentacji starych odcieków z osadami ściekowymi na stężenia metali ciężkich w osadzie przefermentowanym. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 15, 466-478.
- Owen, W.F., Stuckey, D.C., Healy Jr., J.B., Young, L.Y., McCartyet, P.L. (1979). Bioassay for Monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. *Journal Water Researches*, 13(6), 485-492.
- Polityka energetyczna Polski do 2030 roku*. (2009). Warszawa: Ministerstwo Gospodarki.
- Popczyk, J. (2008). Innowacyjna energetyka – rolnictwo energetyczne. *Rynek Instalacyjny*, 4, 70-74.
- Romaniuk, W., Domasiewicz, T. (2014). *Substraty dla biogazowni rolniczych*. Warszawa: Wyd. Hortpress.
- Sadecka, Z. (2010). *Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków*. Warszawa: Wydawnictwo Seidel-Przywecki.
- Sidelko, R. (2013). Zastosowanie reaktora kompaktowego do fermentacji metanowej odpadów komunalnych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 15, 683-693.
- Szlachta, J. (2009). *Możliwości pozyskiwania biogazu rolniczego jako odnawialnego źródła energii*. Ekspertyza, AgEngPol.

Co-fermentation of Chicken Manure

Abstract

In addition to the commonly used methane fermentation of sewage sludge also organic wastes both solid and liquid they are increasingly being processed in anaerobic process. The effectiveness of the process and the amount

of biogas produced depends on the type of substrate and its susceptibility to anaerobic digestion.

The susceptibility of organic substrates to biodegradation is assessed on the basis of the ratio C/N, which for methane fermentation process should be in the range of from 20 to 30: 1. The optimization of the composition of substrates, in particular a dry matter content of organic dry matter, the ratio C/N or the concentration of inhibitor may be obtained using co-fermentation means fermentation of two or more ingredients combined in a homogeneous mixture. The most common is a solution where one of the substrates is proportion > 50%.

As research on a pilot scale and technical scale increases spectrum used co-substrates. The process of co-fermentation requires a balancing of the composition of the feedstock and pretreatment. One of the substrates for biogas plants can be chicken manure. However, the use of manure causes operational problems. This is due to high levels of ammonia nitrogen and negative quotient of organic carbon to nitrogen in the range from 2 to 14: 1. Properly runs methane fermentation of chicken manure therefore requires balancing the ratio C/N by entering the appropriate number of additional co-substrates, rich in organic carbon. Co-substrates of these may be: greenhouse waste (haulm tomatoes, cucumbers), agricultural wastes (peels, pulp, molasses), biomass including energy crops (corn silage, grass), the organic fraction of municipal waste and sewage sludge. Competitive co-substrate in the case of small agricultural biogas plants can be ground mushrooms.

The paper presents results of research on the process of fermentation chicken manure along with various co-substrates. The main aim of the study was to determine the optimal part of co-substrates for the fermentation process to obtain high production of methane gas (BMP). The main substrate was chicken manure, and as co-substrates were used: grant mushrooms, corn silage, straw, grass and haulm tomatoes. The share of the co-substrates in the feed to the poultry manure fermentation was determined based on the quotient of C / N. Substrates was shredded to a size <20 mm. The physicochemical composition was evaluated based on the following parameters: dry matter content, organic matter, COD, pH, concentration of Kjeldahl nitrogen, ammonia nitrogen and phosphorus. The susceptibility of these substrates on anaerobic biodegradation was evaluated based on the ratio C/N and BMP test. The study of the anaerobic decomposition of biogas production was carried out in the reactors with a volume 2.5 dm³ at the time of 21-30 days. The potential of biogas specified for different percentages chicken manure and co-substrates. In the studies were tested a mixture of: chicken manure + corn silage, chicken manure + haulm tomatoes, chicken manure + straw, chicken manure + ground mushroom. A good co-substrate for chicken manure proved haulm tomatoes. For the portion haulms came from 60 to 90% of the C/N of the mixture fluctuated in the range of 20 to 27.

The highest methane production at the level of 320 dm³/kg DM obtained for corn silage and grass for at the level of 237 dm³/kg DM. The results showed that maize silage and haulm tomatoes are good co-substrates for fermentation of chicken manure. A mixture consisting of 60% manure, and 40% corn silage characterized by the highest production of methane. Methane production at the level of >200 dm³/kg DM were also obtained for mixtures of 60% manure and 40% haulms came tomatoes and chicken manure 20% and 80% grass. For the last two mixtures, the ratio of C/N was <20 and were 16 and 15, respectively.

The addition of 30 and 40% corn silage caused an increase the biogas production relative to the amount of poultry manure produced successively by 25 and 35%. Comparing the production of methane from these mixtures to produce the same corn silage recorded a decrease of these production. The addition of 30 and 40% corn silage caused an increase the biogas production relative to the amount of poultry manure produced successively by 25 and 35%. Comparing the production of methane from these mixtures to produce the same corn silage recorded a decrease production.

With a mixture of manure with haulm tomatoes with the contents of 40 and 60% reported greater manure methane production compared to the production obtained for manure and haulm tomatoes. The addition of from 40 to 80% of the tomato haulm to manure caused an increase of the ratio C/N of the mixture, which did not affect the increase in methane production. The highest methane production achieved in the co-fermentation with a mixture of 60% manure, and 40% tomato haulm at C/N = 16.

The test results show that recommended in the literature quotient C/N in the range of 20-30:1 is not a unique parameter for assessing the susceptibility of substrates and mixtures for anaerobic digestion.

Streszczenie

Obok powszechnie stosowanej fermentacji metanowej osadów ściekowych, coraz większego znaczenia nabierają metody biologicznego, beztlenowego przetworzenia wielu rodzajów odpadów organicznych, zarówno stałych jak i ciekłych. O efektywności procesu oraz o ilości produkowanego biogazu decyduje charakter substratu i jego podatność na rozkład beztlenowy.

Podatność substratów organicznych na biodegradację ocenia się na podstawie ilorazu C/N, który powinien dla procesu fermentacji metanowej mieścić się w zakresie od 20 do 30:1. Optymalizację składu substratów, a w szczególności: zawartości suchej masy, suchej masy organicznej, ilorazu C/N czy też stężenia inhibitorów można uzyskać stosując ko-fermentację, czyli wspólną fermentację dwóch lub więcej składników połączonych w jednorodną mieszaninę. Najczęściej spotyka się rozwiązanie, gdy jeden z substratów jest w przeważającej ilości (>50%).

W miarę prowadzonych doświadczeń w skali półtechnicznej czy też technicznej zwiększa się spectrum wykorzystywanych ko-substratów. Proces ko-fermentacji wymaga wprowadzenia bilansowania składu substratów i ich wstępnego przygotowania. Jednym z substratów do biogazowni rolniczych może być pomiot kurzy. Wykorzystanie pomiotu stwarza jednak problemy eksploatacyjne. Związane jest to przede wszystkim z wysokimi stężeniami azotu amonowego oraz niekorzystnym ilorazem węgla organicznego do azotu w granicach od 2 do 14:1. Prawidłowo przebiegająca fermentacja metanowa pomiotu kurzego wymaga, więc zbilansowania ilorazu C/N przez wprowadzanie odpowiedniej ilości dodatkowych ko-substratów, bogatych w węgiel organiczny. Ko-substratami tymi mogą być: odpady szklarniowe (łęty pomidorów, ogórków), odpady rolnicze (obierki, wysłodki, melasa), biomasa w tym rośliny energetyczne (kiszonki kukurydzy, traw), frakcja organiczna odpadów komunalnych i osady ściekowe. Konkurencyjnym ko-substratem w przypadku małych biogazowni rolniczych może być podłoże popieczarkowe.

W pracy przedstawiono wyniki badań dotyczące przebiegu procesu fermentacji pomiotu kurzego wraz z różnymi ko-substratami. Głównym celem badań było ustalenie optymalnych udziałów ko-substratów do procesu fermentacji w celu uzyskania wysokiej produkcji metanu (BMP). Głównym substratem był pomiot kurzy, a jako ko-substraty wykorzystywano: podłoże pieczarek, kiszonkę kukurydzy, słomę, trawę oraz łęty pomidorów. Udział ko-substratów we wsadzie do fermentacji pomiotu kurzego ustalano w oparciu o iloraz C/N. Substraty rozdrabniano do wymiarów $< 20\text{mm}$. Skład fizyczno-chemiczny oceniano na podstawie następujących parametrów: zawartość suchej masy, suchej masy organicznej, ChZT, pH, stężenia azotu Kjeldahla, azotu amonowego i fosforu. Podatność tych substratów na biodegradację beztlenową oceniano na podstawie ilorazu C/N oraz w teście BMP. Badania procesu beztlenowego rozkładu z produkcją biogazu prowadzono w reaktorach nie przepływowych o obj. $2,5\text{ dm}^3$ w czasie 21-30 dób. Potencjał biogazowy określono dla różnego procentowego udziału pomiotu kurzego i ko-substratów. W badaniach testowano mieszaniny: pomiot kurzy + kiszonka kukurydzy, pomiot kurzy + łęty pomidorów, pomiot kurzy + słoma, pomiot kurzy + podłoże pieczarek.

Wyznaczone wartości C/N dla substratów wynosiły od 12 do 169. Do zakresu optymalnego dla procesu fermentacji zbliżony był tylko iloraz C/N = 31 wyznaczony dla łęt pomidorów. Pomiot kurzy charakteryzował się wartością tego ilorazu na poziomie 12. Wyniki uzyskane dla pomiotu, trawy, kiszonki kukurydzy dobrze korespondują z wartościami C/N podawanymi w literaturze. Dla słomy stosowanej w badaniach uzyskano iloraz C/N=169 i odbiegał on od zakresu 80-100:1 podawanego w literaturze. Aby skorygować wartość ilorazu C/N do substratu podstawowego (pomiot kurzy) dodawano w różnych proporcjach inne sub-

straty. W mieszaninach pomiot kurzy stanowił od 20 do 90%. Dla mieszaniny pomiotu kurzego z kiszonką kukurydzy uzyskano ilorazy C/N w zakresie 13-38. Iloraz C/N od 20 do 30 uzyskano dla mieszanin: 40% pomiot kurzy+ 60% kiszonka kukurydzy oraz 60% pomiot kurzy+40% kiszonka kukurydzy.

Dobrym ko-substratem do pomiotu kurzego okazały się łęty pomidorów. Dla udziału łęt od 60 do 90% wartości C/N mieszaniny oscylowały w zakresie od 20 do 27.

Najwyższą produkcję metanu na poziomie 320 dm³/kg s.m. uzyskano dla kiszonki kukurydzy oraz dla trawy rzędu 237 dm³/kg s.m. Wyniki badań wykazały, że kiszonka kukurydzy i łęty pomidorów są dobrymi ko-substratami do procesu fermentacji pomiotu kurzego. Mieszanina składająca się z 60% pomiotu i 40% kiszonki kukurydzy charakteryzowała się największą produkcją metanu. Produkcję metanu rzędu >200 dm³/kg s.m. uzyskano również dla mieszanin: 60% pomiotu i 40% łęt pomidorów oraz 20% pomiot kurzy i 80% trawa. W przypadku dwóch ostatnich mieszanin wartości ilorazu C/N były < 20 i wynosiły kolejno 16 i 15.

Dodatek 30 i 40% kiszonki kukurydzy powodował wzrost produkcji biogazu w stosunku do ilości produkowanej z pomiotu kurzego kolejno o: 25 i 35%. Porównując produkcję metanu z tych mieszanin odnotowano spadek tej produkcji w porównaniu do produkcji uzyskiwanej z samej kiszonki.

Z mieszaniny pomiotu z łętami pomidorów z zawartością 40 i 60% pomiotu uzyskano większą produkcję metanu w porównaniu do produkcji uzyskanej dla samego pomiotu i samych łęt. Dodatek od 40 do 80% łęt do pomiotu powodował wzrost wartości ilorazu C/N mieszaniny, co nie wpłynęło na zwiększenie produkcji metanu. Największą produkcję metanu uzyskano w procesie ko-fermentacji mieszaniny: 60% pomiotu i 40% łęt pomidorów przy C/N = 16.

Wyniki badań wykazują, że zalecany w literaturze iloraz C/N w zakresie 20-30:1 nie jest jednoznacznym parametrem oceniających podatność substratów i ich mieszanin na rozkład beztlenowy oceniany na podstawie ilości produkowanego metanu (biogazu).

Słowa kluczowe:

pomiot kurzy, ko-fermentacja, C/N, biogaz

Keywords:

chicken manure, co-fermentation, C/N ratio, biogas



Pozazawodowe narażenie na hałas niskoczęstotliwościowy – analiza na podstawie wybranego środka transportu

Adam Zagubień
Politechnika Koszalińska

1. Wstęp

Niniejszy artykuł wskazuje na konieczność podjęcia dyskusji, mającej doprowadzić do międzynarodowej harmonizacji metod analiz i oceny hałasu w szerokim zakresie częstotliwości, tj. od 1 do 20 000 Hz, uwzględniających zawodową i pozazawodową ekspozycję na hałas. Ze względu na obowiązujące w różnych krajach na świecie odmienne metody wykonywania pomiarów i ocen oddziaływania hałasu w zakresie niskich częstotliwości, powstają trudności w porównywaniu wyników oraz ustaleniu wspólnej polityki w tym zakresie. Badania hałasu w zakresie częstotliwości słyszalnych wykonywane są od wielu lat na całym świecie. Przykładowo hałas komunikacyjny, na który narażona jest największa liczba ludności, w tzw. zakresie słyszalnym jest dobrze monitorowany, zarówno w środowisku pracy jak i w środowisku naturalnym. Problem polega na braku uwzględniania w tym monitoringu hałasu o niskich częstotliwościach, ze względu na stosowanie funkcji korekcji A (Jabben & Verheijen 2012, Profaska i in. 2012). W ostatnich latach wzrosło zainteresowanie naukowców hałasem infradźwiękowym i niskoczęstotliwościowym. Zainteresowanie to ma związek, z jednej strony z powstawaniem nowych źródeł dźwięków o niskich częstotliwościach, jak np. turbiny wiatrowe (Jakobsen 2005, Salt & Hullar 2010, Boczar i in. 2012, Ingielewicz & Zagubień 2014, Pierzga i in. 2015) i dokładniejszego monitoringu znanych źródeł np. hałasu komunikacyjnego (Can i in. 2011,

Jabben & Verheijen 2012, Yi & Papparaju 2013, Ziarań 2013), a z drugiej strony, z rozwojem i większą dostępnością sprzętu pomiarowego oraz metod badawczych.

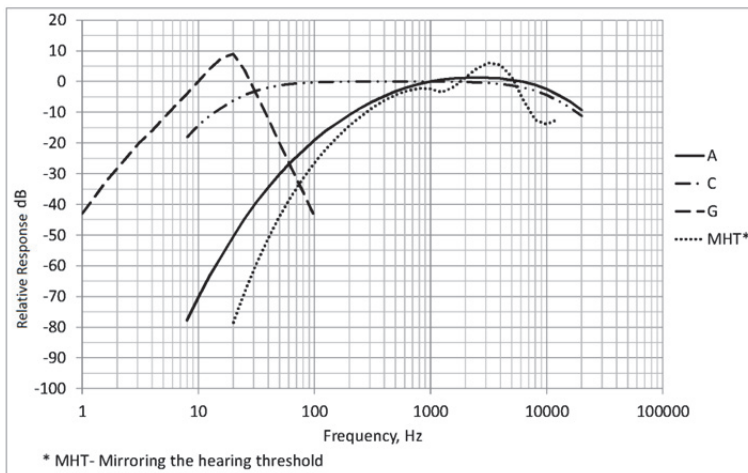
Osobnym problemem w prawidłowej ocenie narażenia człowieka na hałas jest rozdzielenie aktywności człowieka na zawodową i pozazawodową. Wyznaczony poziom ekspozycji na hałas pozazawodowy, w połączeniu z poziomem ekspozycji na hałas w środowisku pracy, umożliwia wyznaczenie całkowitego dobowego poziomu ekspozycji. Może mieć to istotne znaczenie podczas szacowania ryzyka uszkodzenia słuchu wywołanego działaniem hałasu, szczególnie w przypadku osób, u których narażenie na hałas poza miejscem pracy jest większe od narażenia związanego z aktywnością zawodową lub porównywalne z nim (Dudarewicz i in. 2007). Poziomy dopuszczalne (Dz. U. poz. 826. 2007, Dz. U. poz. 1109. 2012) w środowisku naturalnym mają zapewnić pracownikom komfort odpoczynku po pracy. Jednak pomiędzy środowiskiem pracy, a środowiskiem naturalnym istnieje jeszcze codzienna ekspozycja pracownika na hałas np. podczas rozrywki (Smeatham 2002, Dudarewicz i in. 2007) oraz w czasie dojazdu do pracy. Zwiększanie świadomości społecznej dotyczącej zagrożeń akustycznych w codziennym życiu człowieka pozwoli na świadomą identyfikację problemu oraz poprawę jakości wypoczynku i wydajności w pracy (Lis i in. 2015).

W niniejszym artykule infradźwiękami nazwano dźwięki o częstotliwościach od 1 do 20 Hz zgodnie z normą ISO 7196:1995 (ISO 7196 1995). Dźwięki o niskich częstotliwościach nie zostały jeszcze standaryzowane, jednak przez większość naukowców zakres tych częstotliwości określany jest w granicach 10 do 200 Hz (Pawlas i in. 2013). Przykładowe zestawienie zawarto w tabeli 1.

Natomiast dźwięki powszechnie uważane za tzw. słyszalne, to dźwięki w zakresie częstotliwości 20-20 000 Hz mimo, że formalnie krzywe równej głośności dotyczą częstotliwości 20 do 12 500 Hz (ISO 226 2003). W celu lepszego zobrazowania przebiegu krzywej proggu słyszenia na tle krzywych korekcji A, C, G, przedstawiono lustrzane odbicie krzywej proggu słyszenia (oznaczenie MHT) względem poziomej osi przechodzącej przez 0 dB – rysunek 1.

Tabela 1. Zestawienie zakresów niskich częstotliwości w różnych krajach
Table 1. Summary of low frequency range in different countries

Kraj	Norma	Zakres częstotliwości [Hz]
Szwecja	SP INFO 1996:17	31,5-200
Dania	Nr. 9 1997	5-160
Niemcy	DIN 45680	8-125
Holandia	NSG 1999	20-100
Finlandia	Asumisterveysohje 2003	20-200
Litwa	LST ISO 1996-2:2008	8-200
Austria	ÖNORM S 5007	10-80



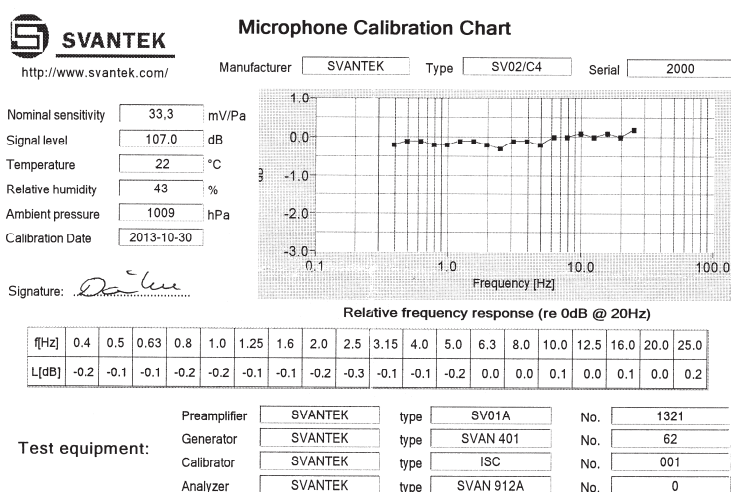
Rys. 1. Krzywe korekcji i lustrzane odbicie krzywej proggu słyszenia
Fig.1. Weighting functions and mirroring the hearing threshold

Źródłem dźwięku będącym podstawą analiz w niniejszym artykule jest jadący samochód z zamkniętym i uchylonym szyberdachem. Jak wiadomo, takie źródło emituje dźwięki w szerokim zakresie częstotliwości z przewagą dźwięków o niskich częstotliwościach.

2. Metodologia i zakres wykonanych badań

Pomiary ciśnienia akustycznego wykonano cyfrowym analizatorem i miernikiem poziomu dźwięku oraz drgań SVAN 912AE klasy 1. Zestaw wyposażony był w analizator i rejestrator dźwięku, przedwzmac-

niacz mikrofonowy SV01A, mikrofon SV02/C4L, osłonę przeciwwietrzną oraz kalibrator akustyczny. Charakterystykę mikrofonu w zakresie niskich częstotliwości przedstawiono na rysunku 2. Cały zestaw posiadał ważne świadectwo wzorcowania. Analizy prowadzone były w pasmach tercjowych (1/3 oktawy) w przedziale od 1 Hz do 20 kHz. Czas pojedynczego pomiaru ze względu na ustabilizowany poziom emitowanego hałasu i możliwość wykluczenia zauważalnych zakłóceń wynosił 10 sekund. Warunki meteorologiczne spełniały standardy pomiarowe i podczas pomiarów wynosiły: temperatura 6°C, wilgotność 74%, ciśnienie 1010 hPa – pomiar z własnej stacji meteo. Prędkość wiatru na wysokości 10 m nie przekraczała 4 m/s – odczyt ze stacji meteo w Lipsku.



Rys. 2. Charakterystyka mikrofonu pomiarowego w zakresie niskich częstotliwości ciśnienia akustycznego

Fig. 2. Microphone characteristics within the range of low frequencies of sound pressure

Poziom hałas zmierzono wewnątrz samochodu osobowego NISSAN INFINITI G37 COUPE. Podczas pomiarów samochód jechał autostradą A9 w Niemczech, w godzinach porannych przy minimalnym ruchu, co ograniczyło wpływ innych źródeł hałasu generowanego przez przejeżdżające pojazdy. Pomiaru wykonywano przy różnych prędkościach samochodu od 120 do 200 km/godz. i przeprowadzono je na możliwie jednorodnych odcinkach drogowych. Innym zmiennym parametrem

analiz było uchylenie okna dachowego, w którym porównywano dwa przypadki:

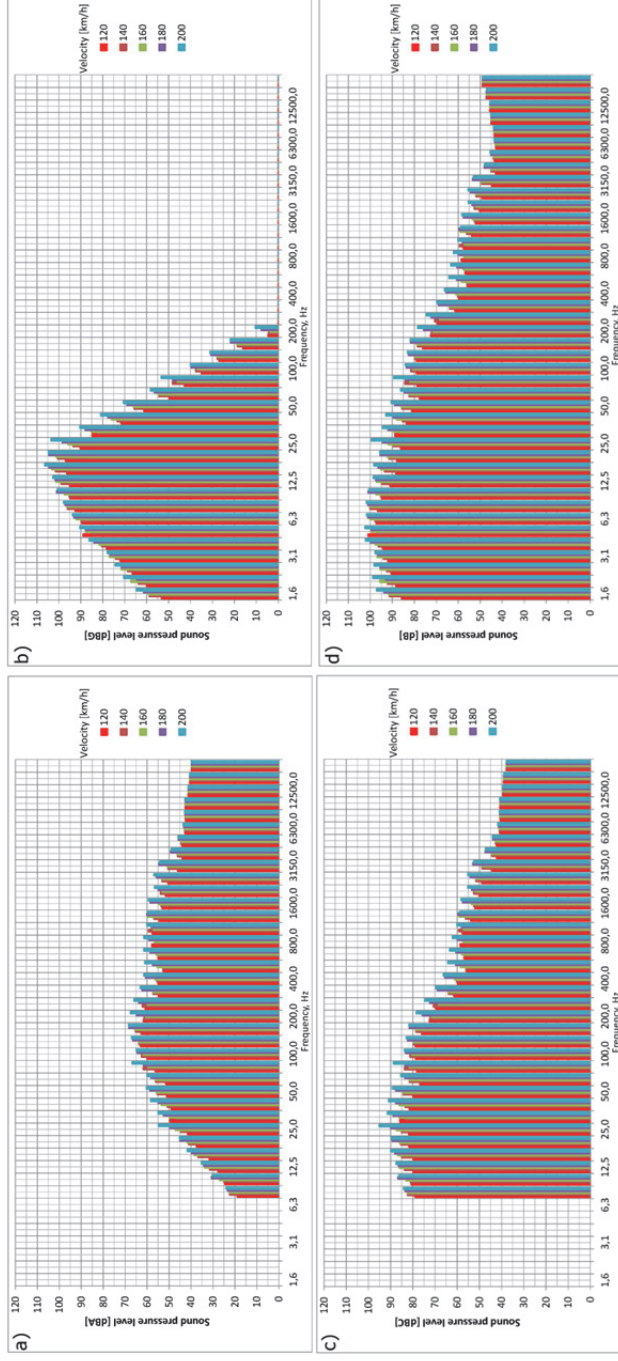
- wszystkie okna zamknięte;
- okno dachowe częściowo otwarte (uchylone do góry maksymalnie, około 5 cm).

Dźwięki mierzono na wysokości głowy kierowcy, tzn. zestaw pomiarowy zainstalowano pomiędzy przednimi siedzeniami na podłokietniku tak, aby mikrofon znajdował się na wysokości narządu słuchu kierowcy. Do prezentacji wyników pomiarów zastosowano funkcje korekcyjne A, C, G (rys. 1) oraz HP – bez korekcji. HP jest nazwą własną zastosowaną w używanym mierniku określającą pomiar bez korekcji w całym zakresie pomiarowym, wynoszącym 0,4-20000 Hz.

3. Analiza uzyskanych wyników

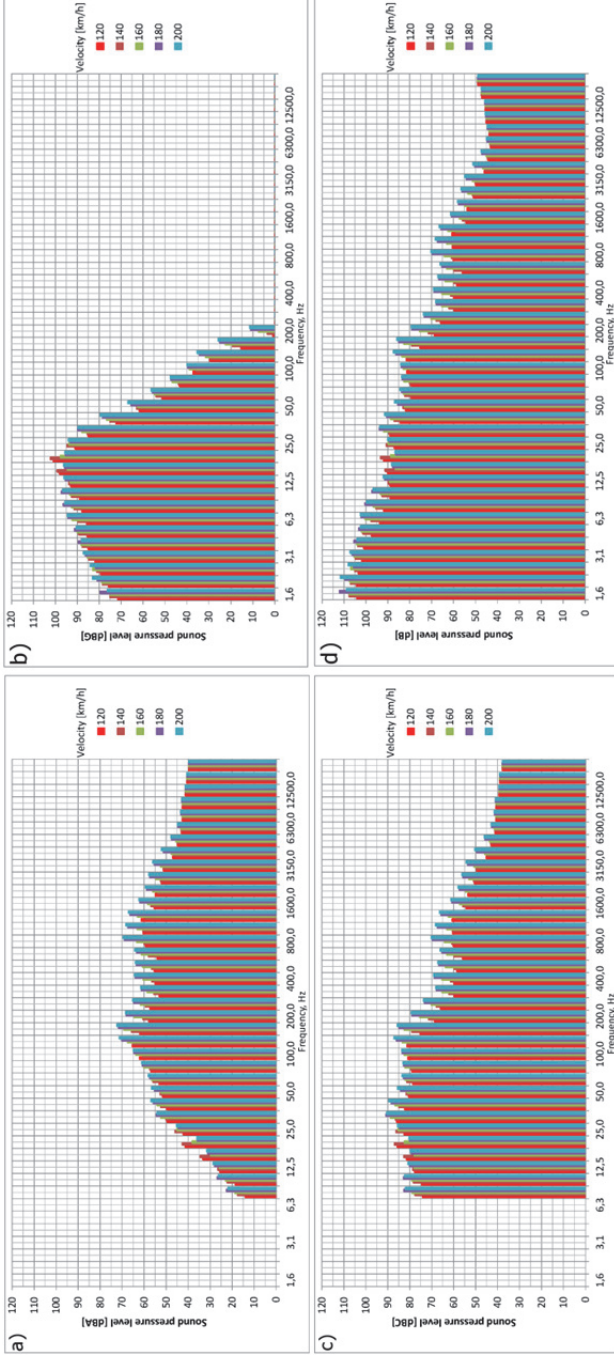
Cyrkulacja powietrza w kabinie samochodu może być realizowana na różne sposoby, np.: intensywna wentylacja z klimatyzacją lub uchylanie oraz otwieranie okien. Jeśli zostanie wybrany sposób wymiany powietrza w kabinie przez uchylenie lub otwarcie okien doprowadzi do pogorszenia się komfortu akustycznego pasażerów i kierowcy. Podczas jazdy z prędkościami autostradowymi zwiększa się ekspozycja na hałas w szczególności w zakresie niskich częstotliwości dźwięku. Sytuację tą obrazują przedstawione poniżej wyniki analiz tercjowych. W jeździe miejskiej efekt ten jest znacznie mniejszy ze względu na niskie prędkości przejazdu. Na rysunkach 3a-3d pokazano analizy tercjowe wykonane w kabinie samochodu podczas przejazdu przy oknach zamkniętych, a na rysunkach 4a-4d przy uchylonym szyberdachu.

Wyniki analiz tercjowych wskazują wzrost wartości ciśnienia akustycznego w całym zakresie częstotliwości w przypadku przejazdu z uchylonym szyberdachem, jednak największe przyrosty zaobserwowano w zakresie najniższych częstotliwości drgań akustycznych (rys. 3b i 3d oraz rys. 4b i 4d) i dla częstości środkowej 1,6 Hz różnica ta sięga prawie 20 dB.



Rys. 3. Analizy trzecjowe hałasu w kabinie samochodu przy zamkniętych oknach dla różnych prędkości jazdy: **a)** przy użyciu korekcji A; **b)** przy użyciu korekcji G; **c)** przy użyciu korekcji C; **d)** HP – bez korekcji

Fig. 3. One-third octave analyses of noise inside car with closed windows for different speeds: **a)** A-weighting; **b)** G-weighting; **c)** C-weighting; **d)** HP – without correction



Rys. 4. Analizy tercjowe hałasu w kabinie samochodu przy uchyłonym szyberdachu dla różnych prędkości jazdy: **a)** przy użyciu korekcji A; **b)** przy użyciu korekcji C; **c)** HP – bez korekcji **Fig. 4.** One-third octave analyses of noise inside car with sunroof set ajar for different speeds: **a)** A-weighting; **b)** G-weighting; **c)** C-weighting; **d)** HP – without correction

Na podstawie uzyskanych zależności widać, że istnieje konieczność prowadzenia analiz i oceny hałasu w szerokim zakresie częstotliwości. Mimo wyraźnie wysokich poziomów dźwięku w niskim zakresie częstotliwości (rys. 3b i 3d oraz rys. 4b i 4d), ze względu na brak jednolitych kryteriów oceny, autor nie podejmuje się określenia czy są to wartości zagrażające zdrowiu. Można natomiast stwierdzić, że uciążliwość tego hałasu będzie zależała od czasu jego oddziaływania. Uzyskane wartości $L_{G,eq} = 103-111$ dB(G) dla analiz (rys. 3b i 4b) przekraczają np. poziom odniesienia $L_{G,eq} = 102$ dB(G) określony polską normą PN-Z-01338:2010 (PN-Z-01338 2010) jako kryterium uciążliwości odniesione do 8. godzinowego dnia pracy lub do tygodnia pracy. Można dodać, że na przykład (Chatillon 2006) podaje $L_{G,eq} = 102$ dB(G) jako wartość graniczną dla 8. godzinowego czasu pracy. Odnosząc się do progów słyszenia niskich częstotliwości (Van der Berg 2005) z jaką 50% populacji odbiera dźwięki, przykładowo dla przejazdu z prędkością 120 km/h obserwuje się przekroczenia tych progów w zakresie słyszalnym tj. powyżej częstotliwości 20 Hz – tabela 2.

Tabela 2. Rezultaty pomiarów w odniesieniu do progów słyszenia (Van der Berg 2005)

Table 2. The results of measurements for the hearing thresholds (Van der Berg 2005)

Częstości	Próg słyszenia (50%)	Samochód z zamkniętymi oknami	Samochód z uchylonym szyberdachem
Hz	dB	dB	dB
4	119	95	102
10	103	95	88
20	85	88	92
50	50	81	82
100	34	79	82

Zestawienie w Tabeli 3 w zakresie infradźwiękowym pokazuje przekroczenia progów słyszenia (Moller & Pedersen 2004) dla przejazdu z prędkością 120 km/h powyżej częstotliwości 8 Hz.

Tabela 3. Rezultaty pomiarów w odniesieniu do progów słyszenia (Moller & Pedersen 2004)

Table 3. The results of measurements for the hearing thresholds (Moller & Pedersen 2004)

Częstości	Próg słyszenia	Samochód z zamkniętymi oknami	Samochód z uchylonym szyberdachem
Hz	dB	dB	dB
1	122	85	105
2	115	88	105
4	108	95	102
8	98	101	91
10	92	95	88
12,5	89	91	89
16	82	88	90
20	74	88	92

Mając na uwadze wyniki pomiarów, stwierdzono, że ekspozycja na hałas infradźwiękowy i niskoczęstotliwościowy nie kończy się wraz z opuszczeniem zakładu pracy. Często osoby narażone na wysokie poziomy hałasu niskoczęstotliwościowego na stanowiskach pracy, dojeżdżają do pracy drogami szybkiego ruchu czy autostradami z prędkościami od 110 do 130 km/h, a w Niemczech nawet z prędkościami 200 km/h. Czas takiego dojazdu do pracy trwa w wielu przypadkach ponad jedną godzinę dziennie. Przykładowo ekspozycja ośmiogodzinna o wartości $L_{Geq8} = 98$ dB nie powinna mieć negatywnego oddziaływania na zdrowie pracownika. Natomiast jeśli zostanie dodana godzinna ekspozycja podczas dojazdu do pracy o wartości $L_{Geq1} = 110$ dB to sumarycznie na 9 godzin otrzyma się ekspozycję na hałas infradźwiękowy $L_{Geq9} = 102,2$ dB, czyli lekko przekroczony jest próg uciążliwości. Przypadek ten nie dotyczy tylko pracowników fabryk, ale również specjalistów i pracowników nauki rzadkich specjalności, którzy prowadzą konsultacje lub wykłady w wielu miejscach oddalonych od siebie o kilkaset kilometrów. Można stwierdzić, że pracownicy poddają się tej dodatkowej ekspozycji nieświadomie, gdyż po prostu nie słyszą zagrożenia, w częstościach poniżej 20 Hz lub słyszą je słabo w częstościach nieco powyżej 20 Hz. W przypadku hałasu słyszalnego w częstościach powyżej 200 Hz do takiej sytuacji nie dochodzi, gdyż ewentualne zagrożenie jest identyfiko-

wane przez narząd słuchu, a narażenie na wysoki poziom hałasu może być wywoływane przez pracownika świadomie. W tabeli 4 zestawiono poziomy równoważne rejestrowanego hałasu z zastosowaniem różnych krzywych korekcji. Wyników nie przypisywano konkretnym prędkościom przejazdu, lecz podano je w przedziałach dla wszystkich badanych prędkości przejazdu, mając świadomość, że dla innych pojazdów wyniki będą zbliżone, ale jednak różne.

Tabela 4. Parametry zmierzonego hałasu

Table 4. Measured noise parameters

Źródło hałasu	Równoważny poziom dźwięku A (L_{Aeq})	Równoważny poziom dźwięku C (L_{Ceq})	Równoważny poziom dźwięku G (L_{Geq})	Równoważny poziom dźwięku bez korekcji (L_{eq})
	[dBA]	[dBC]	[dBG]	[dB]
Samochód z zamkniętymi oknami – prędkość 120-200 km/h	70,6-76,5	92,4-97,2	103,1-105,6	105,9-112,2
Samochód z uchylonym szyberdachem – prędkość 120-200 km/h	71,5-79,0	93,0-100,7	103,3-111,4	115,2-118,6

Wyniki analiz tercjowych (rys. 3a i 4a) ze względu na kształt krzywej korekcji A (rys. 1) pozwalają jedynie na określenie poziomu ciśnienia akustycznego w tzw. zakresie słyszalnym. Warto zauważyć, że mimo odczuwalnego podczas pomiarów pogorszenia się komfortu akustycznego w kabinie, wartości na wykresach – rys. 3a i 4a różnią się nieznacznie, podobnie jak wartości na wykresach – rys. 3c i 4c. Związane jest to z charakterem źródła hałasu tj. modelem samochodu, w którym prowadzono analizy, a nie z zastosowanymi korekcjami.

4. Wnioski

Hałasu infradźwiękowego i niskoczęstotliwościowego nie można w sposób prawidłowy oceniać stosując funkcję korekcji A. Krzywa ta, jak widać na rysunku 1, doskonale nadaje się do ocen hałasu w zakresie częstości słyszalnych, ponieważ jest niemalże lustrzanym odbiciem krzywej proggu słyszenia (ISO 226 2003). Część autorów (Leventhall i in. 2003, Jabben & Verheijen 2012, Ziaran 2013) uważa, że prowadzenie analiz i ocen przy zastosowaniu korekcji C pozwoliłoby uwzględnić dźwięki o niskich częstotliwościach w mierzonym poziomie hałasu. Jednak autorzy ci zauważają również, że stosowanie korekcji C niesie za sobą problem obliczeniowy wykonywanych prognoz akustycznych, ponieważ większość źródeł hałasu zdefiniowana jest w dB(A), do których dostosowane są powszechnie używane i sprawdzone algorytmy obliczeniowe. Wymagałoby to konieczności określenia zupełnie nowych poziomów dopuszczalnych opisanych charakterystyką C. Ponadto brak jest przyjętego standardu określającego jednoznacznie zakres częstotliwości hałasu niskoczęstotliwościowego. Jedyny międzynarodowy standard dotyczący dźwięków o niskich częstotliwościach to norma (ISO 7196 1995) w zakresie infradźwiękowym.

Wydaje się być celowe dążenie, aby prace mające doprowadzić do ustalenia regulacji prawnych i standardów międzynarodowych dotyczących ochrony środowiska naturalnego oraz środowiska pracy przed hałasem w niskim zakresie częstotliwości prowadzić dwutorowo. Po pierwsze, kontynuować badania prowadzące do zdefiniowania równoważnych poziomów dopuszczalnych w dB(C) oraz standardu określającego zakres hałasu niskoczęstotliwościowego. Po drugie, jak dotychczas, hałas w zakresie częstości słyszalnych mierzyć, analizować i oceniać za pomocą ważenia krzywą A oraz stosować łącznie metody analiz i oceny wraz z poziomami dopuszczalnymi hałasu infradźwiękowego ważonego krzywą G (ISO 7196 1995). Prowadzenie łącznie ocen przy zastosowaniu korekcji A i G pozwala pełniej uwzględnić oddziaływanie na organizm człowieka dźwięków w szerszym zakresie częstotliwości niż dotychczas (Salt & Hullar 2010).

Należy zauważyć, że ze względu na nadal fragmentaryczne badania wpływu infradźwięków i hałasu niskoczęstotliwościowego na zdrowie człowieka, szczególnie podczas długotrwałej ekspozycji, trudno jest

określić rozsądne poziomy dopuszczalne. Przyjmowanie poziomów dopuszczalnych infradźwięków i hałasu niskoczęstotliwościowego na granicy progów słyszenia i odczuwania, a często poniżej tej granicy (Leventhal 2003, Pawlas i in. 2013) potwierdza małą ilość dostępnych badań, prowadzącą do zachowawczego podejścia przy określaniu ujednoczonych regulacji prawnych. Z drugiej strony to zachowawcze podejście uzasadnione jest faktem, iż pomiary oraz ocena zagrożenia hałasem infradźwiękowym i niskoczęstotliwościowym prowadzona jest głównie w miejscach pracy. Natomiast narażenie to nie kończy się wraz z opuszczeniem budynku zakładu pracy, a pracownik nie jest w stanie sam ocenić zagrożenia własnym narządem słuchu.

Zasadnym jest, aby oceny wpływu narażenia i poziomy dopuszczalne na hałas infradźwiękowy i niskoczęstotliwościowy dotyczące miejsca pracy, uwzględniały również pozazawodową aktywność pracownika, zwracając uwagę na jego miejsca odpoczynku, przerwy oraz czas przebywania w środkach transportu. Próbę określenia wspólnego wskaźnika ekspozycji zawodowej i pozazawodowej podjęto w pracy (Dudarewicz 2007). Wprowadzona w tej publikacji metoda ilościowej oceny narażenia na hałas w zakresie słyszalnych częstotliwości, mogłaby być zdaniem autora rozszerzona na hałas infradźwiękowy i niskoczęstotliwościowy. Jednak aby tak się stało, potrzebny jest dostęp do dużej ilości badań i pomiarów. Baza danych wyników pomiarów poziomów ciśnienia akustycznego związana z aktywnością pozazawodową człowieka prezentowana w publikacji (Dudarewicz 2007) powinna być rozszerzana i prowadzona przez administrację rządową w celu powszechnej dostępności wyników. Powszechne stosowanie metod ankietowych oszacowania narażenia na hałas, dałoby możliwość identyfikacji wszystkich stanowisk pracy wymagających ochrony akustycznej pracownika. Zwiększyłoby świadomość pracowników na temat zagrożenia utraty zdrowia oraz wpłynęłoby na komfort ich życia.

Literatura

- Boczar, T., Malec, T., Wotzka, D. (2012). Studies on Infrasound Noise Emitted by Wind Turbines of Large Power. *Acta Physica Polonica A*. 122(5), 850-853.
- Can, A., Dekoninck, L., Rademaker, M., Van Renterghem, T., De Baets, B., Botteldooren, D. (2011). Noise measurements as proxies for traffic parameters in monitoring networks. *Science of The Total Environment*, 410-411, 198-204.

- Chatillon, J. (2006). Limites d'exposition aux infrasons et aux ultrasons – Etude bibliographique, Hygiene et Securite du Travail – Cahiers de notes documentaires, *INRS, 2éme trimestre*, 67-77.
- Dudarewicz, A., Pawlaczyk-Łuszczynska, M., Śliwińska-Kowalska, M. (2007). Developing the metod for assessing non-occupational exposure to noise. *Med. Pracy*, 58(3), 231-242.
- Dz. U. Nr 120 poz. 826 (2007). *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 14 czerwca 2007 r. w sprawie dopuszczalnych poziomów hałasu w środowisku*. Warszawa: Dziennik Ustaw.
- Dz. U. 2012 Nr 0 poz. 1109. (2012). *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 października 2012 r. zmieniającym rozporządzenie w sprawie dopuszczalnych poziomów hałasu w środowisku*. Warszawa: Dziennik Ustaw.
- Ingielewicz, R. & Zagubień, A. (2014). Infrasound noise of natural sources in environment and infrasound noise of wind turbines. *Polish Journal of Environmental Studies*, 23, 1323-1327.
- ISO 226:2003 (2003). *Acoustics – Normal equal-loudness level contours*. Geneva: International Organization for Standardization.
- ISO 7196:1995 (1995). *Acoustics – Frequency weighting characteristic for infrasound measurements*. Geneva: International Organization for Standardization.
- Jabben, J., & Verheijen, E. (2012). Options for Assessment and Regulation of Low Frequency Noise. *Journal of Low Frequency Noise, Vibration and Active Control*, 31(4), 225-238.
- Jakobsen, J. (2005). Infrasound Emission from Wind Turbines. *Journal of Low Frequency Noise, Vibration and Active Control*, 24(3), 145-155.
- Leventhall, G., Pelmear, P., Benton, S. (2003). *A review of Published Research on Low Frequency Noise and Its Effects*. London: Defra Publications.
- Lis, T., Nowacki, K., Bendkowska-Senator, K. (2015). Kształtowanie optymalnych warunków pracy przy występowaniu hałasu zawodowego i pozazawodowego. *XVIII Konferencja Innowacje w zarządzaniu i inżynierii produkcji, Zakopane 1-03.03.2015*.
- Moller, H., & Pedersen, C.S. (2004). Hearing at low and infrasonic frequencies. *Noise and Health*, 6(23), 37-57.
- Pawlas, K., Pawlas, N., Boroń, M., Szłapa, P., Zachara, J. (2013). Infrasound and low frequency noise assessment at workplaces and environment – review of criteria. *Environmental Medicine*, 16(1), 82-89.
- Pierzga, R., Boczar, T., Wotzka, D. (2015). Measurements and Acoustic Analyses of Infrasound Noise Emitted by Operation of Small, Building Mounted Wind Farm. *Acta Physica Polonica A*, 128(2), 294-299.

- PN-Z 01338:2010 (2010). *Akustyka. Pomiar i ocena hałasu infradźwiękowego na stanowiskach pracy*. Warszawa: PKN.
- Profaska, M., Korban, Z., Kernert, R. (2012). Sample Surveys of Nuisance of Noise Emissions from Communication Pathway. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection)*, 14, 800-813.
- Salt, A.N., & Hullar, T.E. (2010). Responses of the ear to low frequency sounds, infrasound and wind turbines. *Hearing Research*, 268, 12-21.
- Smeatham, D. (2002). *Noise levels and noise exposure of workers in pubs and clubs — A review of the literature. Prepared by the Health and Safety Laboratory for the Health and Safety Executive. Research Report 026*. United Kingdom: www.hse.gov.uk/research/rrpdf/rr026.pdf
- Van der Berg, M. (2005). *Influence of low frequency noise on health and well-being*. UK: Informal Draft No GBR-41-8.
- Vercammen, M. (2007). Criteria for low frequency noise. *Proceedings of the 19th International Congress on Acoustics, Madrid*.
- Yi, P., & Paparaju, S. (2013). Field Investigation of Traffic Noise by Pickup Trucks and Sports Utility Vehicles. *Procedia – Social and Behavioral Sciences*, 96, 2939-2944.
- Ziaran, S. (2013). Low Frequency Noise and Its Assessment and Evaluation. *Archives of Acoustics*, 38(2), 265-270.

Non-occupational Exposure to Low Frequency Noise – the Analysis on the Basis of Chosen Mean of Transport

Abstract

This article is the next voice in the discussion leading to international harmonization of methods of analyses and noise assessment in the wide range of frequencies, from 1 to 20 000 Hz. Introducing different methods and assessments of influence of low frequency noise on environment in many countries all over the world has caused difficulties in comparing the results and also made it impossible to establish common policy on this field. Because of fragmentary research in influence of infrasounds and low frequency noise on human, especially during long exposure, it is difficult to determine permissible levels. Determining those levels on the borders of hearing or perception threshold or often below them shows how little research is available, which consequently leads to cautious approach when it comes to establishing uniform legal regulations. Proper applying methods of measurements and the right assessment of noise influence on human body both in working and natural environment requires the correlation to the real way of noise acceptance by people, which means permissible noise levels safe for people's health. Exposure to low frequency noise was

highlighted with the exclusion of workplace beyond the places defined as potential noise threat. This article presents own results of measurements which show that there are opportunities and needs for conducting noise analyses in the wide range of frequencies. It was suggested the direction of future work. It was pointed out that the assessment of infrasound and low sound noise influence and permissible levels should concern not only workplace but also relax and entertainment places, or means of transport. That is why a drive by a simple car was used here, to make own noise measurements and to present the analysis of results. Creating generally accessible database of results of noise measurements connected with non-occupational man activity was suggested.

It seems reasonable that work on establishing legal regulations and international standards regarding the protection of natural and working environment against low frequency noise should be double-track. Firstly, the research to define the permissible levels and standards for the range of low frequency noise should be continued. Secondly, the so called audible noise should be measured, analyzed and assessed using the A-weighting and also there should be gradually introduced methods, analyses, assessments and permissible levels of infrasound when G-weighting is applied.

Streszczenie

Poprawne stosowanie metod pomiarów i dokonywanie ocen oddziaływania hałasu na organizm ludzki zarówno w środowisku pracy jak i w środowisku naturalnym wymaga korelacji z rzeczywistym sposobem odbioru hałasu przez ludzi, a co za tym idzie z bezpiecznymi dla zdrowia ludzi poziomami dopuszczalnymi hałasu. Zwrócono uwagę na ekspozycję na hałas niskoczęstotliwościowy odbywającą się poza miejscem pracy i poza miejscami zdefiniowanymi jako potencjalne zagrożenie takim hałasem. W artykule przedstawiono własne wyniki pomiarów które wskazują, że są możliwości i potrzeby prowadzenia analiz hałasu w szerokim zakresie częstotliwości oraz zasugerowano kierunek prowadzenia dalszych prac. Zauważono, że oceny wpływu narażenia oraz poziomy dopuszczalne na hałas infradźwiękowy i niskoczęstotliwościowy powinny dotyczyć nie tylko miejsc pracy ale również miejsc odpoczynku, przerwy oraz w środkach transportu.

Wskazano na konieczność podjęcia dyskusji, mającej doprowadzić do międzynarodowej harmonizacji metod analiz i oceny hałasu w szerokim zakresie częstotliwości, tj. od 1 do 20 000 Hz, uwzględniających zawodową i pozazawodową ekspozycję na hałas. Ze względu na obowiązujące w różnych krajach na świecie odmienne metody wykonywania pomiarów i ocen oddziaływania hałasu w zakresie niskich częstotliwości, powstają trudności w porównywaniu wyników oraz ustaleniu wspólnej polityki w tym zakresie.

Zauważono, że ze względu na nadal fragmentaryczne badania wpływu infradźwięków i hałasu niskoczęstotliwościowego na zdrowie człowieka, szczególnie podczas długotrwałej ekspozycji, trudno jest określić rozsądne poziomy dopuszczalne. Przyjmowanie poziomów dopuszczalnych infradźwięków i hałasu niskoczęstotliwościowego na granicy progów słyszenia i odczuwania, a często poniżej tej granicy, potwierdza małą ilość dostępnych badań, prowadzącą do zachowawczego podejścia przy określaniu ujednoliconych regulacji prawnych. Z drugiej strony to zachowawcze podejście uzasadnione jest faktem, iż pomiary oraz ocena zagrożenia hałasem infradźwiękowym i niskoczęstotliwościowym prowadzona jest głównie w miejscach pracy. Zaproponowano, aby prace mające doprowadzić do ustalenia regulacji prawnych i standardów międzynarodowych dotyczących ochrony środowiska naturalnego oraz środowiska pracy przed hałasem w niskim zakresie częstotliwości prowadzić dwutorowo. Po pierwsze, kontynuować badania prowadzące do zdefiniowania równoważnych poziomów dopuszczalnych w dB(C) oraz standardu określającego zakres hałasu niskoczęstotliwościowego. Po drugie, jak dotychczas, hałas w zakresie częstości słyszalnych mierzyć, analizować i oceniać za pomocą ważenia krzywą A oraz stosować łącznie metody analiz i oceny wraz z poziomami dopuszczalnymi hałasu infradźwiękowego ważonego krzywą. Prowadzenie łącznie ocen przy zastosowaniu korekcji A i G pozwala pełniej uwzględnić oddziaływanie na organizm człowieka dźwięków w szerszym zakresie częstotliwości niż dotychczas.

Słowa kluczowe:

poziom ekspozycji na hałas pozazawodowy, poziomy hałasu, pomiary hałasu, infradźwięki, hałas niskoczęstotliwościowy

Keywords:

non-occupational noise exposure level, noise levels, noise measurements, infrasound, low frequency noise



Naturalne uwarunkowania stanu wód jezior w rejonie Kopalni Węgla Brunatnego „Konin”

*Piotr Stachowski, Anna Oliskiewicz-Krzywicka,
Jerzy Mirosław Kupiec
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*

1. Wstęp

Jeziora polodowcowe należą do najmniej trwałych elementów środowiska. W swojej krótkiej historii trwającej przez ostatnie tysiące lat, zmieniały swoje parametry morfometryczne w zależności od fluktuacji klimatycznych i tempa sedymentacji osadów. Większość jezior polodowcowych na Niżu Polskim z przyczyn naturalnych zanikła. Zachodzą w nich także naturalne, okresowe wahania poziomu wody (Kalinowska 1961). Poziom wody w Jeziorze Biskupińskim około 6 tysięcy lat temu był niższy o 4 m w porównaniu do współczesnego (Niewiarowski 1995). Dodatkowo począwszy od XVIII, a zwłaszcza w XIX i XX wieku, nastąpiło gwałtowne nasilenie antropopresji, która przyczynia się do przyspieszenia zaniku jezior, a także wzrostu tempa ich eutrofizacji. Procesy te zaznaczyły się najwyraźniej na Pojezierzu Wielkopolsko-Kujawskim a ich tempo było i nadal jest silnie zróżnicowane w przypadku każdego jeziora i zależy od wielu czynników naturalnych (m.in. morfometrii misy jeziornej, zasilania, wielkości i rodzaju zlewni jeziora), a w ostatnim okresie od czynników antropogenicznych. Również naturalne tempo zaniku jezior na Pojezierzu Wielkopolsko-Kujawskim zostało znacznie przyspieszone i zintensyfikowane w wieku XIX, w wyniku prac melioracyjnych. Porównując powierzchnie 326 jezior wielkopolskich na mapach pruskich w skali 1:25000 z lat 1890 i 1894, z ich powierzchnią na mapach w tej samej skali z 1980 roku, stwierdzono zmniejszenie

o 18% powierzchni jezior bezodpływowych, o 15,5% jezior odpływowych i o 12% jezior przepływowych (Kaniecki 1997). Spośród naturalnych przyczyn zanikania jezior, do najważniejszych należą zmiany warunków klimatycznych, w tym zwłaszcza temperatury powietrza i opadów atmosferycznych. Złożone oddziaływanie warunków klimatycznych na poziom wody w jeziorach Pojezierza Wielkopolsko-Kujawskiego związane jest przede wszystkim z dużą zmiennością wielkości ich zasilania. Suma roczna opadów atmosferycznych w Poznaniu w okresie 1956-2009 wyniosła 524 mm i należała do najniższych wartości w Polsce (Kędziora 2008, 2011). Doprowadziło to do zmniejszania zasilania jezior opadami, chociaż zjawiska tego nie potwierdza tendencja sum rocznych opadów (Miler & Miler 2005, Stachowski i in. 2013). Rzeczywiste zasilanie jezior opadami atmosferycznymi uzależnione jest od wielkości strat, zwłaszcza na parowanie. Proces ten zależy z kolei głównie od temperatury powietrza, której wartości średnie roczne z wielolecia wykazują wyraźnie tendencję dodatnią. W latach 1961-2010, temperatura powietrza w Poznaniu wzrosła średnio o 0,3°C co 10 lat (Stachowski 2010, Stachowski i in. 2013). Oznacza to, że we wszystkich latach analizowanego okresu wysokość parowania z powierzchni wody przekraczała sumy roczne opadów atmosferycznych. W niektórych latach różnica ta była wyjątkowo duża. W 2003 roku parowanie przekraczało sumę roczną opadów o 470 mm, w 2005 roku o 366 mm, a w 2006 roku o 348 mm (Kędziora 2008).

Zanik jezior przebiega w różnym tempie w zależności od ich warunków morfometrycznych oraz wielkości i zagospodarowania zlewni. Ze względu na łączne oddziaływanie wielu czynników naturalnych i antropogenicznych trudno jest dokonać hierarchizacji ich wpływów na dane jezioro. Mając na uwadze złożoność problemu nie jest możliwe jednoznaczne wskazanie przyczyny zaniku jezior na podstawie jedynie badań jednokierunkowych. Z tego też powodu próby rozwiązania problemu zaniku jezior na Pojezierzu Wielkopolsko-Kujawskim, wymagają współpracy specjalistów z różnych dziedzin.

W pracy przedstawiono szczegółowo wpływ czynników naturalnych na zmiany stanu wód jezior, położonych w potencjalnym zasięgu działania odwadniającego Kopalni Węgla Brunatnego „Konin”. Problem jest ważny i złożony, gdyż dotyczy eksploatacji węgla brunatnego w rejonie jezior występujących w rynn timer powidzko-ostrowskiej (Powidz-

kie, Budziszławskie, Wilczyńskie). Kolejno wykonywane odkrywki górnicze na tym obszarze: „Józwin” (od 1971 roku i od 1999 roku jako „Józwin IIB”) oraz od 1995 roku „Kazimierz Północ”, a przede wszystkim zasięgi ich odwodnień, rodzą silne konflikty m.in. z ekologami, związane szczególnie z parkami krajobrazowymi oraz obszarami Natura 2000. W przypadku kopalni „Konin” odnosi się to szczególnie do odkrywki „Józwin IIB”, położonej na obszarze Powidzkiego Parku Krajobrazowego, utworzonego 30 grudnia 1998 roku, ze wzmocnioną ochroną prawną poprzez wyznaczenie obszaru Natura 2000.

2. Cel, zakres i metody badań

Celem pracy była ocena stanu wód jezior w otoczeniu terenów pogórnich Kopalni Węgla Brunatnego (KBW) „Konin, w trakcie ich eksploatacji, po rekultywacji technicznej oraz rolniczej i w czasie zagospodarowania rolniczego.

W pracy przeprowadzono szczegółową analizę kształtowania się zmian stanów wody na tle przebiegu warunków meteorologicznych, w jeziorach: Jeziorem Powidzkim sąsiadujących z terenami pogórnymi i położonymi na obszarze Powidzkiego Parku Krajobrazowego: (w latach hydrologicznych od 1991/1992 do 2011/2012) oraz Jeziorem Budziszławskim i Wilczyńskim,

W celu przeprowadzenia analizy wykorzystano następujące dane:

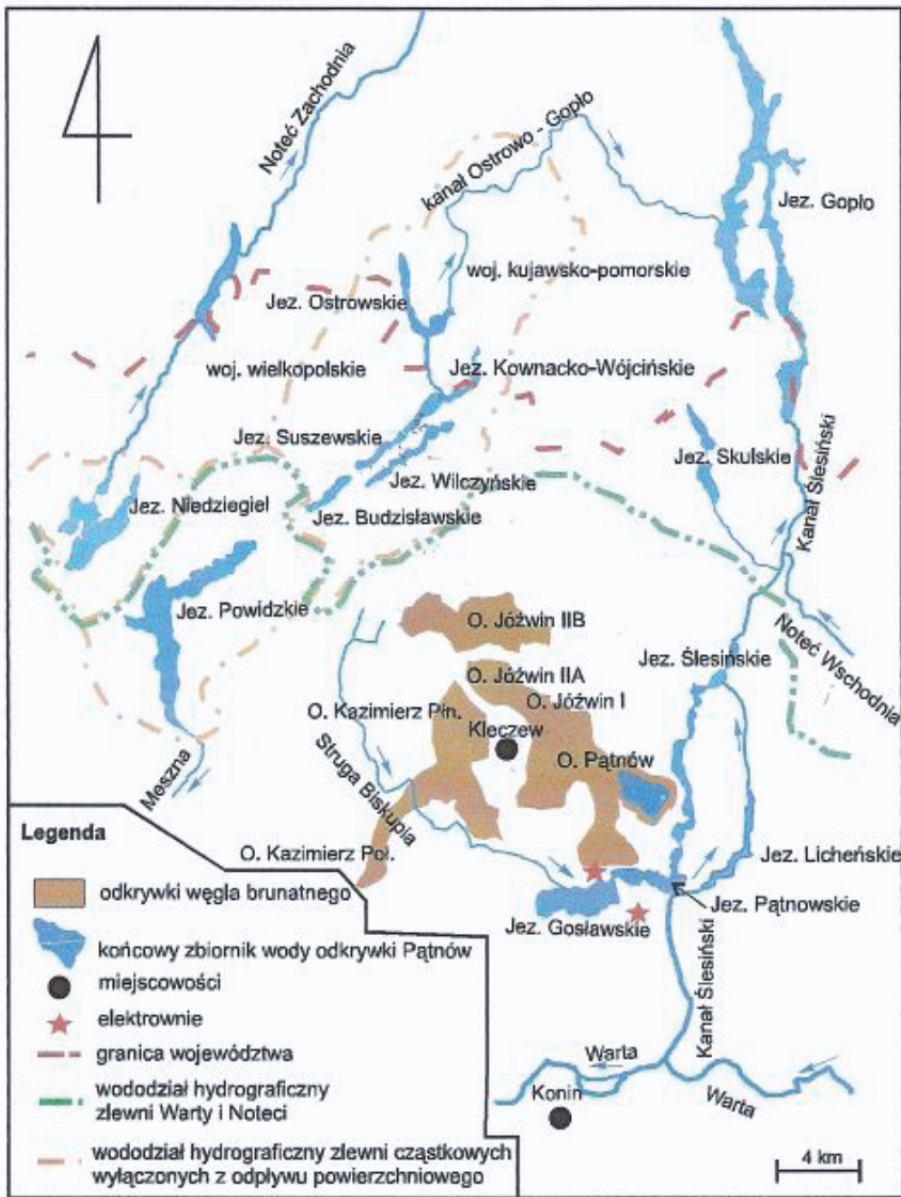
- codzienne pomiary stanów wody, czyli wysokość wody ponad poziom porównawczy (zerowy) w Jeziorze Powidzkim, z własnego posterunku wodowskazowego w Powidzu,
- miesięczne sumy opadów atmosferycznych oraz średnie temperatury powietrza w latach od 1991/1992 do 2011/2012, do roku 2005 z własnego posterunku opadowego Konin-Pątnów a następnie z automatycznej stacji pomiarowej IMGW w Kleczewie. Uzyskanie danych było możliwe dzięki zorganizowanej zintegrowanej sieci obserwacyjnej w oparciu o sieć monitoringową, funkcjonującą od 1995 r. na obszarze działania KWB Konin (Wachowiak 2005). Do sieci obserwacyjno-pomiarowej KWB Konin należą, przede wszystkim: stacja meteorologiczna w Kleczewie, wyposażona w podstawowy sprzęt standardowy i stację automatyczną Milos 500 firmy Vaisala z Finlandii, stanowiska wodowskazowe na trzech jeziorach, 3 poste-

runki wodowskazowe na rzekach, wyposażone w limnigrafy umożliwiające ciągłą rejestrację zmian stanów wody. Klasyfikację lat hydrologicznych dokonano według kryteriów zaproponowanych przez Łyczko i innych (2000) i Dębskiego (1967). W artykule skupiono się jedynie na ocenie wpływu czynników naturalnych na wahania wód jezior, gdyż oddziaływanie czynników antropogenicznych wymagało uściślenia danych, które są rozbieżne w zależności od źródła pochodzenia. Dotyczyło to przede wszystkim ustalenia rzeczywistej granicy leja depresji, w wyniku odwodnienia kopalnianego oraz wielkości i natężenia pompowanej wody w czasie przed, w trakcie i po eksploatacji górniczej z obszaru odkrywek bezpośrednio sąsiadujących z jeziorami (odkrywki: „Kazimierz Północ” i „Józwin IIB”).

3. Wyniki badań

3.1. Charakterystyka obszaru badań

Odkrywki „Kazimierz Północ” oraz „Józwin IIB”, znajdują się w północno-zachodniej części Kopalni Węgla Brunatnego „Konin” (rysunek 1). Teren po niefunkcjonującej od 2011 roku odkrywce „Kazimierz Północ” został zrekultywowany w kierunkach: rolniczym, rekreacyjnym, wodnym i leśnym. W niedalekiej odległości od KWB „Konin”, znajduje się Powidzki Park Krajobrazowy (PPK), objęty programem Natura 2000. Został on utworzony w celu ochrony terenów o bogatych walorach przyrodniczych. Obejmuje on ciąg jezior, przeważnie rynnowych, będących pozostałością po przejściu lądolodu w zlodowaceniu bałtyckim (Basiński 2013). Park obejmuje swym zasięgiem 17 niezwykle atrakcyjnych przyrodniczo jezior, między innymi: Budziszawskie, Suszewskie, Wilczyńskie, Skulskie, Powidzkie, Kownackie czy Ostrowskie (rysunek 1). Największym z jezior jest Jezioro Powidzkie o powierzchni 1175 ha, średniej głębokości 12,5 m, któremu ta kraina geograficzna zawdzięcza swoją nazwę. (tabela 1). W ciągu ostatnich kilkadziesiąt lat na tym obszarze, podobnie jak i na terenie Wielkopolski, zaobserwowano wiele niepokojących zjawisk związanych ze zmianą stosunków wodnych. Jednocześnie region ten zaliczany jest do obszarów o najniższych średnich rocznych sumach opadów atmosferycznych, które wynoszą poniżej 500 mm (Piaśnicki & Marszelewski 2013).



Rys. 1. Mapa hydrograficzna rejonu KBW Konin (Ilnicki 2008)

Fig. 1. Hydrographic map of the KBW region (Ilnicki 2008)

Tabela 1. Dane morfometryczne jezior Powidzkiego Parku Krajobrazowego (Choiński & Ptak 2008)**Table 1.** Morphometric lake data in the Powidz Landscape Park (Choiński & Ptak 2008)

Jezioro Powidzkiego Parku Krajobrazowego	Zlewnia własna [km ²]	Obszar [ha]	Rzędna lustra wody [m n.p.m.]	Objętość [mln m ³]	Średnia głębokość [m]	Maksymalna głą- bokość [m]
Niedzięgiel	43,62	637,7	104,0	35,1	5,5	21,6
<i>Powidzkie</i>	79,63	1174,7	98,3	134,8	11,5	46,0
<i>Budzislawskie</i>	29,37	155,9	99,4	17,3	11,7	36,7
<i>Wilczyńskie</i>	27,22	189,5	99,0	14,7	7,8	24,9
Suszewskie	38,41	91,6	99,2	7,1	7,7	25,0
Kownackie	8,82	89,7	97,7	5,7	6,4	21,6
Wójcińskie	30,93	160,4	98,9	9,2	5,7	22,7
Ostrowskie	28,72	314,5	86,3	31,2	9,9	35,1

Na niekorzystne zmiany elementów naturalnych w badanym obszarze nakłada się dodatkowo presja ze strony człowieka związana z wydobywaniem węgla brunatnego. Jak podkreślają Ilnicki i Orłowski (2006) prowadzone wydobywanie metodą odkrywkową, powoduje powstanie leja depresji, obniżające poziom wód gruntowych i powierzchniowych na znacznej części obszaru. Doprowadziło to zdaniem nie tylko tych autorów do obniżenia lustra wody w zbiornikach wodnych, zaniku przepływów w małych ciekach oraz obniżenia zwierciadła wód gruntowych.

Zdarzające się, co jakiś czas, lata hydrologiczne z wysokimi sumami opadów, szczególnie w półroczach letnich, jednak ze względu na intensywne parowanie w tych okresach, nie pozwalają na odbudowanie retencji glebowej oraz nie poprawiają struktury bilansu wodnego w dłuższym okresie (Kędziora 2011). Potwierdza to przedstawiona przez Stachowskiego i in. (2013) analiza przebiegu warunków meteorologicznych z wielolecia (1980-2013). Wykazała ona wyraźną tendencję wzrostową średniej rocznej temperatury powietrza na terenach pogórnicych. Naj-

większy wzrost średniej rocznej temperatury powietrza o $0,5^{\circ}\text{C}$ wystąpił w latach 2005-2012. Oznaczał to wzrost o $0,2^{\circ}\text{C}$ w okresie 10 lat, co zgodnie potwierdzają Kędziora (2010) oraz prognozy prezentowane w IV raporcie Międzynarodowego Zespołu ds. Zmian Klimatu (IPCC-2007). Natomiast przedstawiona w artykule ocena zmian średnich rocznych sum opadów atmosferycznych w ostatnim półwieczu, z obszaru pogórniczego w rejonie Konina, nie potwierdziła tezy, głoszonej przez między innymi wielu badaczy, o zmniejszaniu się wysokości opadów atmosferycznych, w ostatnim półwieczu. W analizowanym wieloleciu na tym obszarze, zaobserwowano wzrost sumy opadów w półroczach zimowych, kosztem opadów letnich przy równoczesnym wzroście temperatury powietrza w tym okresie. Spowodowało to zamianę opadów śniegu na opady deszczu, który przy niezamarzniętej lub krótko zamarzniętej glebie i niskiej ewapotranspiracji wsiąka, tym samym zwiększając retencję poziomą. Wszystko to, w powiązaniu z sugerowanym przez innych badaczy antropogenicznym oddziaływaniem na teren, może doprowadzić do zwiększenia ewapotranspiracji, co przy braku lub nawet niewielkim wzroście opadów prowadzi do pogorszenia i tak ubogich zasobów wodnych. Istnieje zatem duże prawdopodobieństwo, że zaobserwowane naturalne zmiany w istotnych elementach klimatu tego regionu, będą powodować jeszcze większe zmiany w strukturze bilansu wodnego niż obecnie.

3.2. Ocena wahań stanów wód wybranych jeziorach Powidzkiego Parku Krajobrazowego, na tle przebiegu warunków meteorologicznych

W jeziorach położonych w obrębie Powidzkiego Parku Krajobrazowego, w badanym wieloleciu, obserwuje się znaczne obniżanie poziomu wód (Ilnicki & Ostrowski 2006). Kopalnia Węgla Brunatnego (KWB) „Konin” z całą stanowczością twierdzi, iż jej działalność nie ma z degradacją jezior żadnego związku, lecz jest to efekt suchych lat (Michalski 2011). Jeżeli jako naturalny poziom wody w jeziorach przyjmimy ustalony w roku 1965, to w wieloleciu 1965-2007 średnioroczne stany wody obniżyły się znacznie, o około 2,6 m w Jeziorze Wilczyńskim, a w graniczących z nimi Jeziorze Budziszawskim o około 1,80 m (tabela 2). Łącznie z jezior ubyło około 32 mln m^3 wody. Szczególnie szybkie opadanie stanów wody obserwowano w latach 1990-1992 i 2003-2006 (Ilnicki & Ostrowski 2006).

Potencjalnie istnieją dwie przyczyny, które mogły spowodować takie zmiany w poziomie wody: wspomniane wyżej, znaczne zmniejszenie się rocznej sumy opadów i wzrost temperatury powietrza w latach 1990-2007 oraz co sugeruje wielu badaczy infiltracja wody z jezior i rzek za pośrednictwem okien hydraulicznych do odwadnianego przez kopalnie poziomu wodonośnego. W ocenianym wieloleciu, nastąpił znaczny spadek zwierciadła wody w jeziorach, wynoszący 0,61-2,59 m w stosunku do stanów z 1965 roku (tabela 2). Największy spadek miał miejsce przed rokiem 1992, było to konsekwencją wystąpienia susz oraz wzrostu poboru wody podziemnej z ujęć w okresie od 1970 do 1990 roku, spowodowanego intensywną urbanizacją tych obszarów i co się z tym wiąże wzrostem sieci wodociągowej w miastach i wsiach tego regionu.

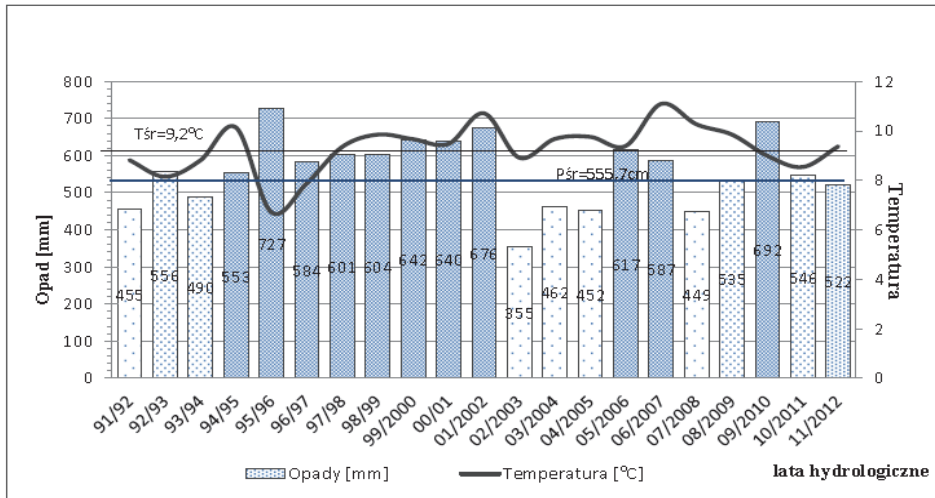
Tabela 2. Średnie roczne stany zwierciadła wody i ich różnice w jeziorach Powidzkiego Parku Krajobrazowego według Ilnickiego (2008)

Table 2. Annual average stages of water and respective differences in lakes of the Powidz Landscape Park reference Ilnicki (2008)

Jezioro	Średnioroczne stany wód [m n. p. m]			Różnice stanów wód [m]		
	1965	1992	2007	1965- 2007	1965- 1992	1992- 2007
Powidzkie	98,35	97,74	97,91	-0,44	-0,61	0,17
Budzisławskie	99,40	98,28	97,62	-1,78	-1,12	-0,66
Wilczyńskie	99,00	97,05	96,41	-2,59	-1,95	-0,64

Dodatkowym czynnikiem bezpośredniego oddziaływania na Jezioro Budzisławskie i w szerszym kontekście regionalnym na Jezioro Wilczyńskie mógł być postępujący ku północnemu-zachodowi front odwodnienia górniczego w pierwszej dekadzie XXI wieku. Również w latach 1965-2007, występowały wielokrotnie w tej części Wielkopolski susze, na skutek mniejszych (poniżej 500 mm) opadów atmosferycznych (rysunek 2). Szczególnie w ostatnich 25 latach, zaznaczyły się bardzo wyraźnie cztery okresy suche: w latach 1982-1984 o sumie opadów 415 mm, 1989-1992 (397 mm) i 1996-1997 (460 mm) oraz 2003-2005 (432 mm). Są one odpowiedzialne za wystąpienia niżówek hydrologicznych i hydrogeologicznych, których skutki były długo odczuwalne (No-

wak & Przybyłek 2011). Wystąpienie susz w wymienionych latach hydrologicznych, spowodowało również obniżenie się poziomu wody w jeziorach, w ostatnich dziesięcioleciach i nie należy wiązać tego faktu tylko i wyłącznie z górniczym odwodnieniem.



Rys. 2. Przebieg rocznych sum opadów atmosferycznych i średnich rocznych temperatur powietrza ze stacji IMGW KBW „Konin” w Kleczewie (opracowanie własne)

Fig. 2. Distribution of the annual precipitation and annual average air temperature in the metrological station IWGW KBW “Konin” on Kleczew (own research)

Zestawienie, podanych w tabeli 2, różnic stanów w jeziorach wskazuje, że wpływ odwodnienia górniczego od strony zbliżającego się frontu eksploatacyjnego odkrywki „Józwin IIB”, dotyczyć może tylko bezpośrednio Jeziora Budziślawskiego i Wilczyńskiego. Jednak dopiero szczegółowe obliczone bilanse wodne mogą ustalić wpływ odwodnień na stan ich wód, kolejnych susz oraz niewątpliwego wzrostu poboru wody podziemnej z licznych ujęć.

Wyniki badań Ilnickiego (2008) oraz Ilnickiego & Orłowskiego (2006), wyłącznie wskazują na wpływ oddziaływania leja depresji odkrywek węgla brunatnego, w latach 1999-2006, na obniżenie się poziomu wody w jeziorach: Budziślawskim (o 1 m), Suszewskim (o 1,1 m) oraz

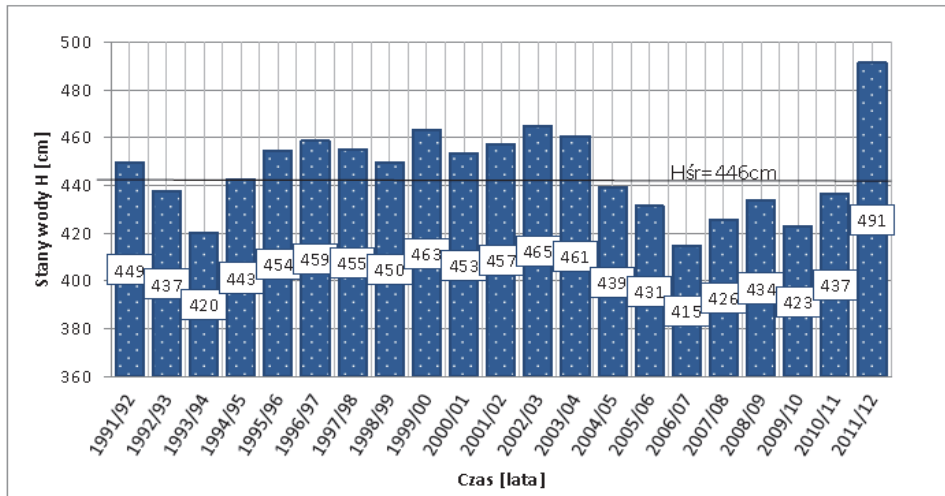
Ostrowskim (0,8 m). Z kolei obliczenia przeprowadzone przez Kędziorę (1997), wskazują na parowanie, którego wysokość odpowiada ubytkom wody, jako główną przyczynę obniżania poziomu wody w tych jeziorach. Natomiast analiza archiwalnych zdjęć lotniczych wykazała, że podobnie niski poziom wody wystąpił w Jeziorze Ostrowskim znacznie wcześniej, bo już w 1956 roku (Marszelewski & Radomski 2008).

Średnie położenie zwierciadła wody w Jeziorze Powidzkim w wieloleciu od 1992 do 2011 roku kształtowało się na poziomie 446 cm (rysunek 3). Najwyższy stan wody przypadł na rok hydrologiczny 2011/2012 i wyniósł 491 cm. Poziom najniższy wystąpił na rok 2006/2007 i wyniósł 415 cm. Średnioroczna amplituda stanów wody w wieloleciu wyniosła 76 cm. W okresie lat hydrologicznych od 1994/1995 do 2001/2002, wystąpiły wyższe sumy opadów od średniej z wielolecia (517 mm). W Jeziorze Powidzkim również stany wody w tym okresie kształtowały się powyżej średniego stanu z wielolecia (446 cm). Z kolei lata hydrologiczne od 2002/2003 do 2004/2005, charakteryzowały się niższymi od średniej sumami opadów, co jednak nie skutkowało obniżeniem się stanów wody a nawet nastąpił ich dalszy wzrost.

Najbardziej widoczne było to w roku 2002/2003, w którym suma opadów (355 mm), niższa od średniej o 162 mm, nie spowodowała obniżenia się poziomu zwierciadła wody, który utrzymywał się na poziomie jednym z najwyższych w wieloleciu (465 cm).

Z przeprowadzonej analizy zmian stanów wody w Jeziorze Powidzkim na tle przebiegu warunków meteorologicznych wynika, że na ich wielkość i przebieg ma wpływ nie tylko wysokość, ale rozkład opadów atmosferycznych w poszczególnych latach hydrologicznych. W dekadzie od 1994/1995 do 2003/2004, stany wody wynosiły średnio 457 cm. Na wyższe stany wody od średniej z wielolecia w tym okresie, miały bezpośredni wpływ wyższe sumy opadów w półroczach zimowych od średniej. Natomiast w kolejnych latach hydrologicznych od 2004/2005 do 2010/2011, stany wody obniżyły się średnio o 28 cm, w stosunku do średniego poziomu z poprzedniego analizowanego okresu. Wynikało to z kolei z niższych od średnich z wielolecia sum opadów w półroczach zimowych badanych lat hydrologicznych. Pomimo pojawienia się lat zaliczanych pod względem sumy opadów do mokrych, niekorzystny ich rozkład w ciągu roku hydrologicznego, spowodował nie-

dobór opadów przede wszystkim w półroczach letnich. Spowodowało to opadanie stanów wody głównie w tych półroczach, gdy występowała wyższa temperatura powietrza od średniej i w konsekwencji wyższe parowanie.

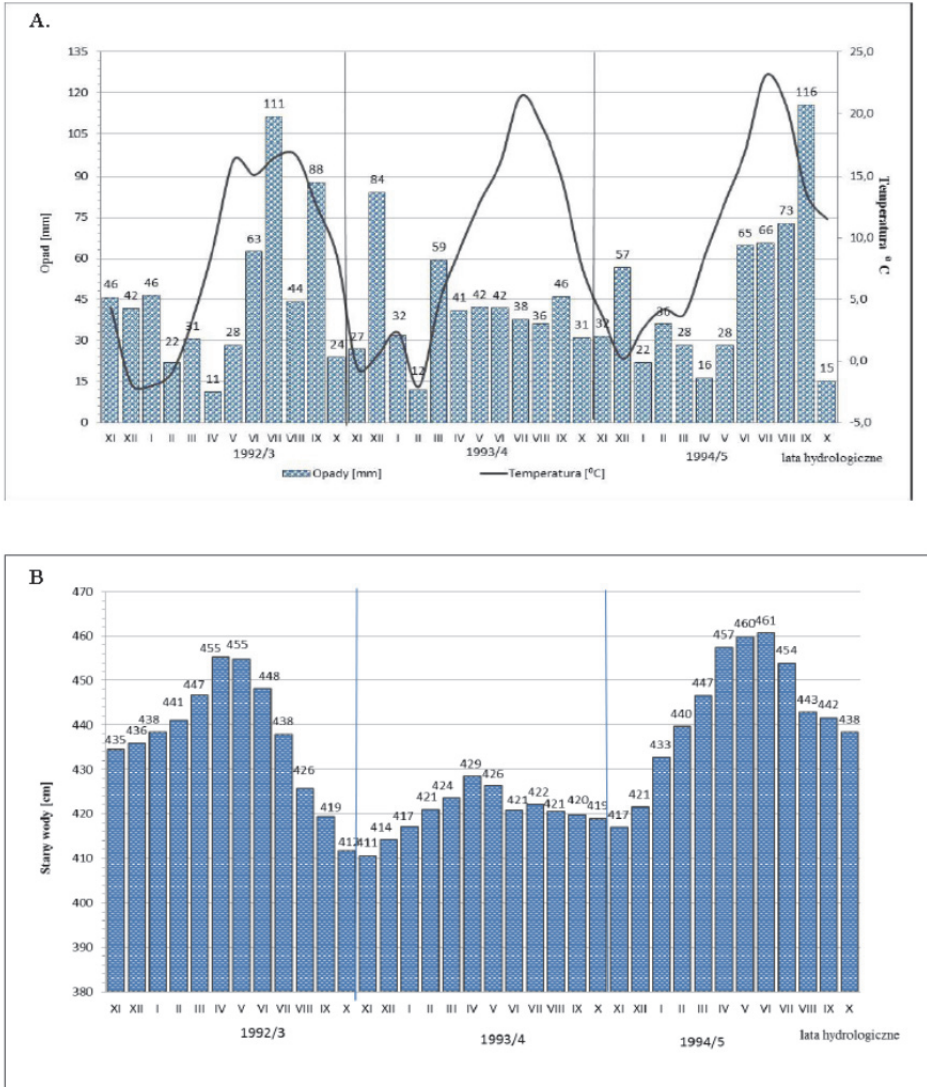


Rys. 3. Stany wody H [cm] w Jeziorze Powidzkim na tle sum opadów rocznych i średnich rocznych temperaturach powietrza w latach hydrologicznych 1991/92-2010/2011 (opracowanie własne)

Fig. 3. Water level H (cm) in the Prowidz lake with reference to annual yearly precipitation and annual average air temperatures in the hydrological years of 1991/92-2010/2011 (own research)

Na podstawie szczegółowej analizy obliczeń sum opadów atmosferycznych, średnich rocznych temperatur powietrza oraz ich odchyleń od średnich z wielolecia i różnicy tych elementów meteorologicznych w stosunku do lat hydrologicznych poprzednich, można zauważyć, że w większości analizowanych lat od 1991/1992 do 2011/2012, potwierdziła się zależność stanów wody od wysokości opadów. Zależność wahań stanów wody od wysokości opadów w danym roku przebiegała z co najmniej rocznym opóźnieniem (tabela 3).

W latach hydrologicznych, następujących po latach, w których suma opadów była wyższa od średniej z wielolecia, stwierdzono wzrost stanów wody w Jeziorze Powidzkim. Natomiast w latach hydrologicznych, w których suma opadów była niższa od średniej, następował spadek lustra wody.



Rys. 4. Wielkość średnich miesięcznych stanów wody H [cm] w Jeziorze Powidzkim w latach 1992/1993-1994/1995, na tle przebiegu miesięcznych sum opadów (opracowanie własne)

Fig. 4. Average monthly water levels H (cm) in the Powidz lake in the years 1992/1993-1994/1995 verses the monthly precipitation (own research)

Tabela 3. Zależność pomiędzy stanami wody a wysokością opadu i temperaturą powietrza w Jeziorze Powidzkim (opracowanie własne)

Table 3. Relationship between the water levels and the precipitation levels and air temperature in the Powidz lake (own research)

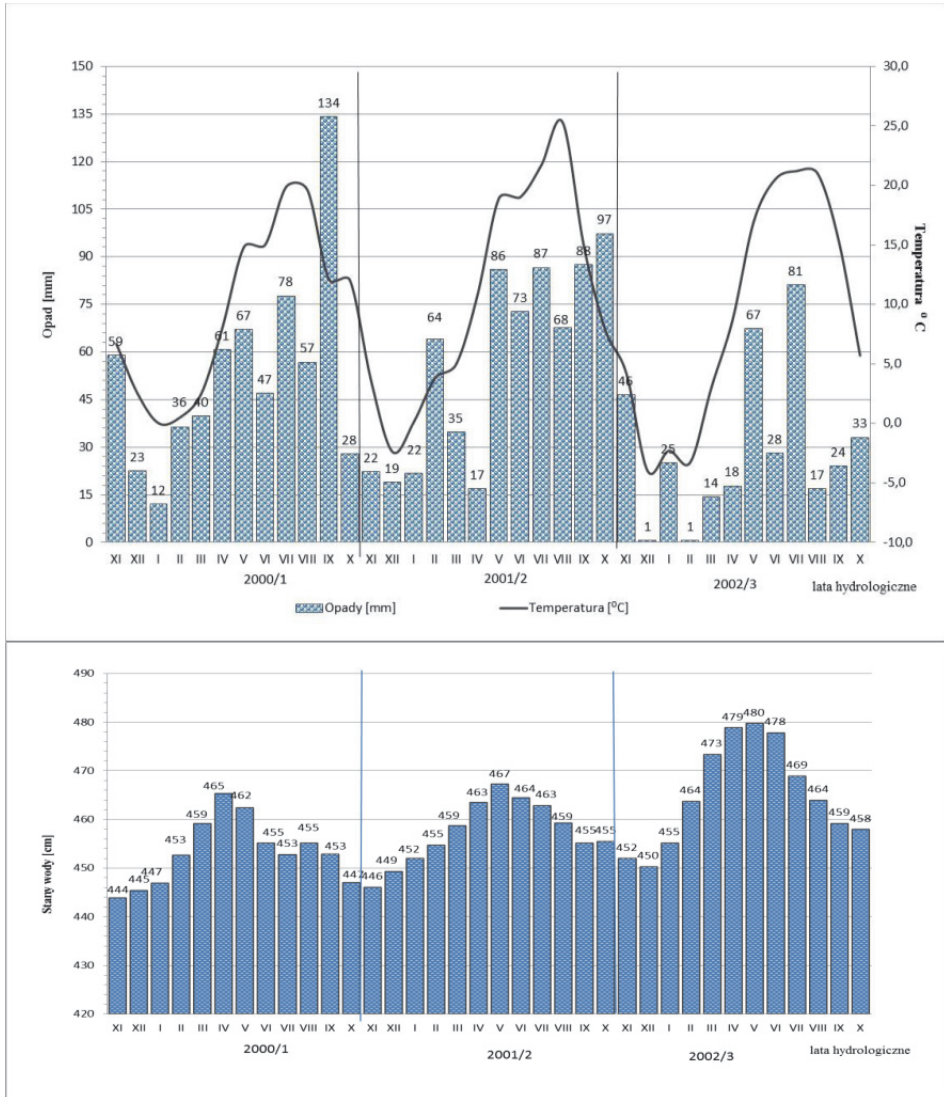
Rok hydrologiczny	opad		temperatura		stan wody	
	Odchylenie od średniej z wielolecia [mm]	Różnica w stosunku do roku poprzedniego [mm]	Odchylenie od średniej z wielolecia [°C]	Różnica w stosunku do roku poprzedniego [°C]	Odchylenie od średniej z wielolecia [cm]	Różnica w stosunku do roku poprzedniego [cm]
1991/92	-101	-42	-0,4	+0,3	+4	-
1992/93	-0,1	+101	-1	-0,7	-8,3	-17
1993/94	-66	-66	-0,4	+0,7	-25,4	+23
1994/95	-3	+63,2	+1	+1,3	-3	+11
1995/96	+172	+174,	-2,5	-3,4	+9	+5
1996/97	+28,3	-143,2	-1,3	+1,2	+13	-4
1997/98	+46	+17,4	+0,2	+1,5	+9,3	-5
1998/99	+48,1	+2,4	+0,7	+0,5	+4	+13
1999/00	+87	+38,5	+0,5	-0,2	+17,3	-10
2000/01	+84,4	-2,2	+0,3	-0,2	+8	+4
2001/02	+120	+35,2	+1,5	+1,2	+12	+8
2002/03	-201	-321	-0,3	-1,8	+20	-4
2003/04	-93,4	+108	+0,5	+0,8	+15	-22
2004/05	-104,2	-11	+0,6	+0,1	-7	-8
2005/06	+61,4	+166	+0,2	-0,4	-14,3	-16
2006/07	+31,4	-30	+2	+1,7	-31	+11
2007/08	-107	-138	+1,1	-1	-20	+8
2008/09	-21	+86	+0,7	-0,4	-12	-11
2009/10	+136,3	+157	-0,2	-0,9	-23	+14
2010/11	-10	-146	-0,7	-0,5	-9	+44
2011/12	+5	-24	+0,2	+1	+45	+36
2012/13	+24	+19	-0,6	-0,8	+19	-11

Szczegółowa analiza wykazała, że w roku hydrologicznym 1993/1994, w wyniku mniejszej sumy opadów od średniej z wielolecia, stany wody obniżyły się o 26 cm w stosunku do średniej wielkości stanów wody. W kolejnym roku hydrologicznym 1994/1995, stany wody wzrosły średnio o 23 cm w porównaniu do roku poprzedniego (rys. 4).

Wynikało to z wyższej (o 57 mm), w porównaniu do roku poprzedniego sumy opadów w półroczu zimowym roku hydrologicznego 1993/1994. Porównano także wielkości miesięcznych stanów wody do miesięcznych sum opadów atmosferycznych i temperatur powietrza, w wybranych latach hydrologicznych, zaliczanych pod względem sum opadów do suchych (2002/2003-2004/2005) i mokrych (2000/2001-2001/2002 oraz 2005/2006-2006/2007) (rysunek 6 i 7). W okresie półroczu zimowych parowanie z powierzchni wody było zdecydowanie mniejsze, co skutkowało wzrostem zwierciadła wody w Jeziorze Powidzkim. W półroczach letnich zaobserwowano proces odwrotny.

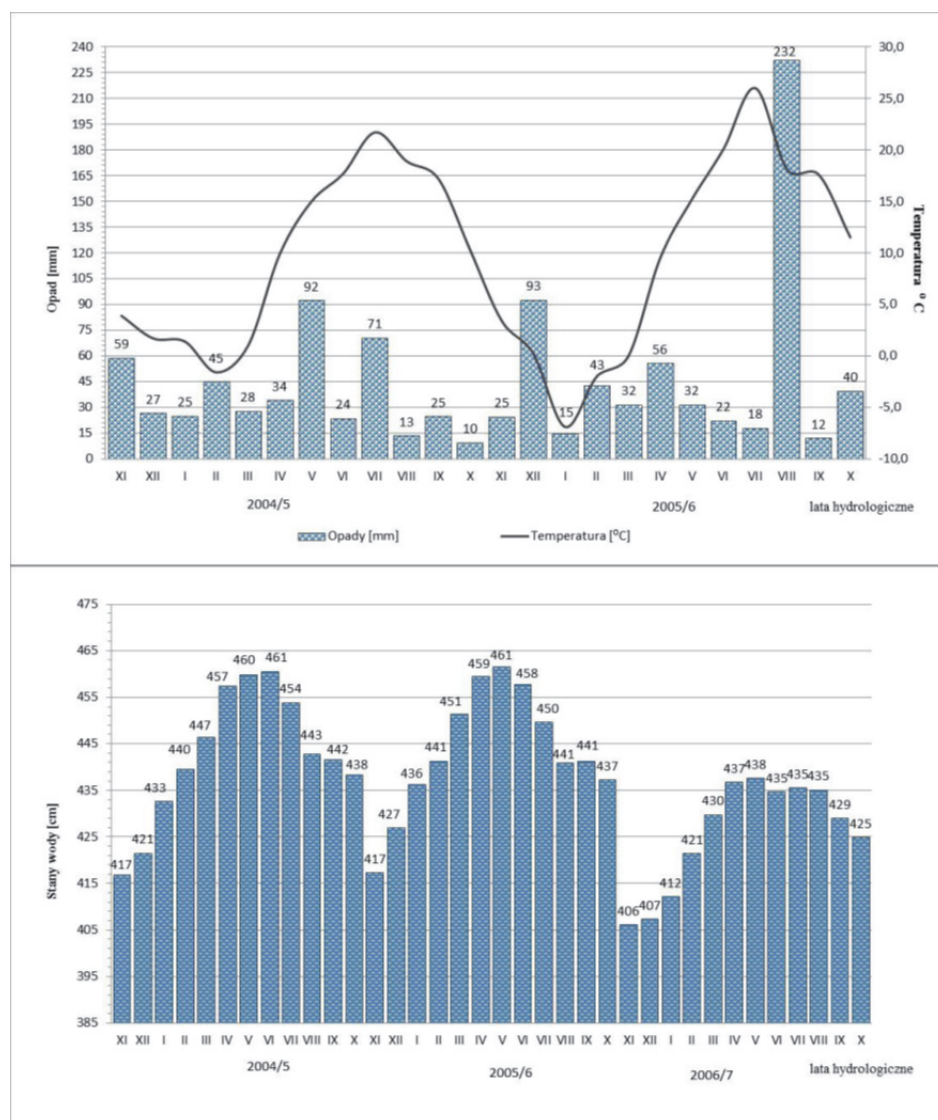
W roku hydrologicznego 2005/2006 suma opadów atmosferycznych w sierpniu wyniosła 232 mm i spowodowała, że rok został zakwalifikowany do mokrego, pomimo podobnego rozkładu i wielkości opadu jak w pozostałych miesiącach poprzedniego roku hydrologicznego (2004/2005). Z wyników obliczeń, przedstawionych w tabeli 3 oraz z rysunku 5, można zauważyć, że w roku 2001/2002 o rocznej sumie opadów (640 mm), wyższej od średniej (o 92 mm), stany wody kształtowały się na niezmiennym poziomie. Wynika to z niższej od średniej sumie opadów w półroczu zimowym w porównaniu do roku poprzedniego. W następnym roku hydrologicznym 2002/2003 suma opadów była aż o 201 mm niższa od średniej z wielolecia, również w stosunku do sumy opadów w poprzednim roku hydrologicznym 2001/2002 (rys. 6). Jednak nastąpił wzrost zwierciadła wody w tym roku, do najwyższego stanu wody w Jeziorze Powidzkim w analizowanej dekadzie od 1994/1995 do 2003/2004.

Analizując rysunek 6 można zauważyć, że stany wody w latach 2004/2005-2005/2006 kształtowały się poziomie 435 cm. Spadek stanów wody (o 20 cm), wystąpił w kolejnym roku hydrologicznym 2006/2007, pomimo wyższej sumy opadów od średniej. Było to znowu związane z niższymi sumami opadów w półroczu zimowym tego roku hydrologicznego jak również wzrostem średniej temperatury powietrza (o 2°C) wyższej od średniej z wielolecia.



Rys. 5. Wielkość średnich miesięcznych stanów wody H [cm] w Jeziorze Powidzkim w latach 2000/2001-2002/2003, na tle przebiegu miesięcznych sum opadów (opracowanie własne)

Fig. 5. Average monthly water levels H (cm) in the Powidz lake in the years 2000/2001-2002/2003 versus the monthly precipitation (own research)

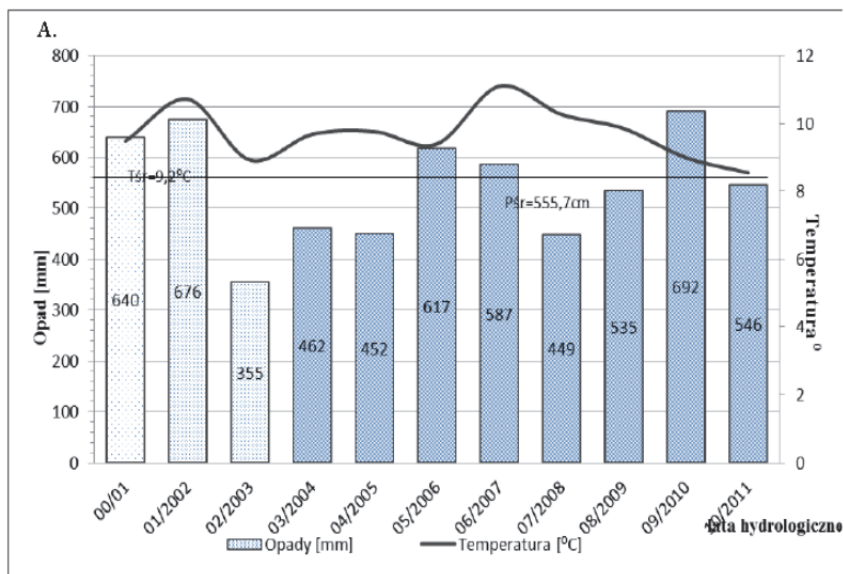


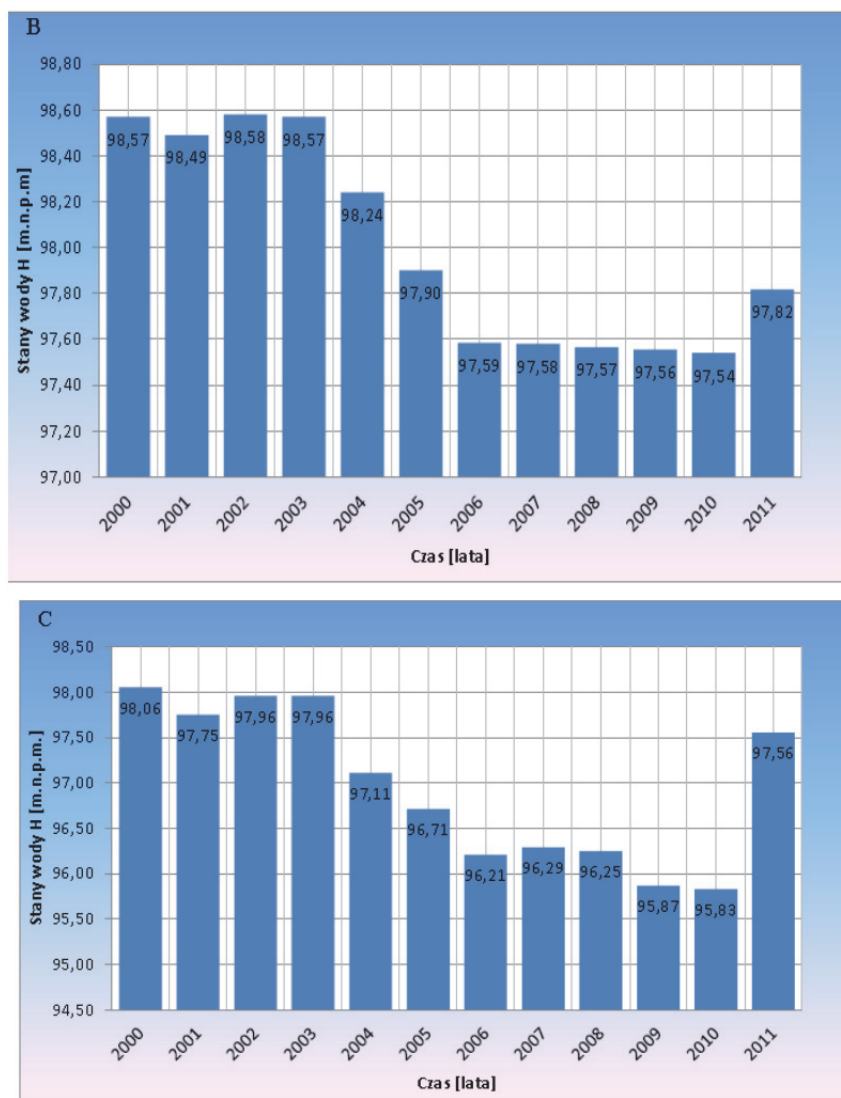
Rys. 6. Wielkość średnich miesięcznych stanów wody H [cm] w Jeziorze Powidz w latach 2004/2005-2006/2007 na tle przebiegu miesięcznych sum opadów (opracowanie własne)

Fig. 6. Average monthly water levels H (cm) in the Powidz lake in the years 2004/2005-2006/2007 verses the monthly precipitation (own research)

Przedstawiona analiza związku stanów wody od przebiegu warunków meteorologicznych, znajduje potwierdzenie u innych badaczy. Nowak i Przybyłek (2011), również zauważyli, że Jezioro Powidzkie zależne jest od wysokości opadów, a jego zwierciadło podnosiło się w latach wilgotnych (1980, 1988, 1999) i opadało w latach suchych (1982, 1992, 2003).

Taka sytuacja miała miejsce do momentu, gdy jezioro utrzymywało stan na tyle wysoki, aby funkcjonował z niego odpływ. Po roku 1992, kiedy zwierciadło wody opadło poniżej rzędnej 98,00 m n.p.m. i odpływ wody z jeziora został zahamowany, zauważalna jest stała tendencja do obniżania się zwierciadła wody. Tylko w okresie 1995-2002, który odznaczał się bardzo wysokimi sumami opadów, przekraczającymi normę wieloletnią, odnotowano zdecydowany wzrost zwierciadła wody w jeziorze. Kolejne suche i gorące lata szybko jednak tę nadwyżkę zlikwidowały i stan wód jeziora znowu opadło poniżej rzędnej odpływu, co uniemożliwiło regulację poziomu jego wody. Na rysunku 7 przedstawiono przebieg rocznych stanów wód w pozostałych jeziorach Powidzkiego Parku Krajobrazowego w latach hydrologicznych 2000/2001-2011/2012.





Rys. 7. Przebieg rocznych stanów wody w Jeziorze Budzislawskim (B) i Wilczyńskim (C) na tle przebiegu rocznych sum opadów atmosferycznych I temperatur powietrza (A) w latach od 2000/2001 do 2011/2012 (opracowanie własne)

Fig. 7. Annual water levels in the Budzislawski lake (B) and the Wilczyński lake (C) verses the annual precipitation and air temperatures (A) in the years from 2000/2001 to 2011/2012 (own research)

Przebieg zmian stanów wody w jeziorach: Budziszławskim i Wilczyńskim potwierdził, że są one zależne od wysokości i rozkładu opadów (rysunek 7). W analizowanym wieloleciu (2000/2001-2011/2012) zaobserwowano, pomimo występowania lat o sumie opadów zbliżonych do średniej, znaczne spadki wysokości zwierciadła wody w badanych jeziorach. Spowodowane to było dużym parowaniem terenowym, którego wysokość często przekraczała 130% rocznej sumy opadów. Potwierdzają to obliczone przez Kędziorę (2008) bilanse wodne dla wybranych zlewni analizowanego obszaru. Silny wzrost temperatury powietrza, skutkował bardzo dużym wzrostem parowania i w efekcie ujemnym bilansem wodnym. Dla przykładu obliczona wielkość niedoborów wodnych dla zlewni Jeziora Powidzkiego wyniosła 500-900 mm. Według Ilnickiego i Orłowskiego (2006), poziom lustra wody w Jeziorze Budziszławskim obniżył się w tym okresie o 990 mm. Wielkość ta pokrywa się z wysokością deficytu wody w zlewni Jeziora Budziszławskiego, wynoszącego 918 mm. Również średnie obniżenie poziomu zwierciadła wody w czterech jeziorach: Ostrowskim, Kownacko-Wójcińskim, Suszewskim oraz Budziszławskim wyniosło 938 mm, a wyliczony przez Kędziorę (2008) deficyt bilansu wodnego wyniósł 918 mm. Biorąc pod uwagę fakt, że średnia wartość efektywnej porowatości gleb, występujących na analizowanym obszarze wynosi około $0,2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$, obliczony dla całej zlewni deficyt mógł spowodować jeszcze większe obniżenie poziomu wody gruntowej na tym terenie nawet o 4,5 m.

Przeprowadzona analiza potwierdza zależność stanów wody w badanych jeziorach od wysokości i rozkładu opadów atmosferycznych, szczególnie w półroczach zimowych. Wahania stanów wody w trzech jeziorach Powidzkiego Parku Krajobrazowego, kształtowane były pod wpływem wysokości i rozkładu opadów atmosferycznych i średnich temperatur powietrza w kolejnych, następujących po sobie latach hydrologicznych, a szczególnie w półroczach zimowych tych lat. Dodatkowo przy niezmiennych się zasadniczo wielkościach opadów w wieloleciu, wzrost intensywności parowania, stanowiący nawet 130% opadów, z powierzchni wody, lasów, użytków rolnych, przyczynił się również do znacznego obniżenia zwierciadła wody w jeziorach Powidzkiego Parku Krajobrazowego i niekorzystnych zmian struktury bilansu wodnego. Dlatego też istnieje pilna potrzeba opracowania strategii gospodarowania wodą w tym regionie, aby zapewnić utrzymanie przyrodniczo niezbęd-

nych zasobów wodnych oraz jej koniecznej ilości dla funkcjonowania gospodarki wodnej w regionie Kopalni Węgla Brunatnego „Konin” (Stachowski i in. 2013).

3.3. Działania poprawiające stan wód jezior Powidzkiego Parku Krajobrazowego

Rozpoznanie prawdziwej naturalnej przyczyny obniżania się poziomów wody w badanych jeziorach Powidzkiego Parku Krajobrazowego, pozwoliło na ustalenie środków zaradczych. Istnieje efektywne rozwiązanie, zastosowane przez KWB Konin już wcześniej, przy ratowaniu stanu jezior: Głodowskiego i Ślesińskiego. Rozwiązanie to było postulowane przez niezależnych ekspertów w dwóch opracowaniach wykonanych już w 1992 roku, potwierdzone w kolejnych, sporządzonych w 1998 roku oraz w 2006 roku. Za podjętymi przedsięwzięciami przemawia przede wszystkim fakt obniżania się zwierciadła wody w jeziorach o łącznej powierzchni od 2010 ha do 2800 ha wraz z otaczającą ją i rozbudowującą się gęstą zabudową rekreacyjną. Za podjęciem działań poprawiających stan jezior przemawia również fakt, że po zakończeniu eksploatacji węgla, w tym rejonie dominować będzie funkcja turystyczno-rekreacyjna. Jak określa to wielu naukowców, trwająca od 1990 roku największa klęska ekologiczna w Wielkopolsce i na Kujawach, początkowo nie wzbudziła zainteresowania władz. Dopiero ekspertyza zlecona przez Związek Gminny Powidzkiego Parku Krajobrazowego w 2006 roku, postulowała skierowanie części wód kopalnianych z odkrywki „Józwin IIB” rurociągami do jezior: Budzislawskiego i Wilczyńskiego, w celu przywrócenia naturalnych stanów wód tych jezior z lat 60. ubiegłego wieku (rys. 8). Z nich wody spływałyby grawitacyjnie do innych jezior Powidzkiego Parku Krajobrazowego: Jeziora Suszewskiego, Kownacko-Wójcińskiego i Ostrowskiego. Wyższy stan wód w Jeziorze Budzislawskim zapewniał zmniejszenie podziemnych odpływów wód z Jezior Niedźmieł i Powidzkiego, powodując powolne podnoszenie się w nich stanów wody. Jak obliczył Ilnicki (2008) wymagałoby to pompowania $0,52 \text{ m}^3/\text{s}$ wody (16,3 mln m^3/rok) przez cały rok, a po przywróceniu naturalnych stanów około $0,23 \text{ m}^3/\text{s}$ wody (7,3 mln m^3/rok). Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Poznaniu, doprowadziła do akceptacji wariantu tłoczenia wód pochodzących z odwodnienia odkrywki Józwin IIB do jezior Budzislawskiego i Wilczyńskiego w maksymalnej

ilości $0,4 \text{ m}^3/\text{s}$ ($6 \text{ mln m}^3/\text{rok}$) dla obu jezior. W wariantcie tym zaproponowano pompowanie wody do rzędnych: $98,40 \text{ m n.p.m}$ (Jezioro Budzi-sławskie) i $98,20 \text{ m n.p.m}$ (Jezioro Wilczyńskie), które odpowiadały średnim stanom wody, obserwowanym w tych jeziorach w latach 1992-2003. Założono osiągnięcie tych rzędnych zwierciadła wody w okresie od 3 do 5 lat. Z uwagi na temperaturę wód kopalnianych, zaproponowano pompowanie wód wyłącznie w półroczach zimowych. Założono, że po napełnieniu mis jeziornych do proponowanych rzędnych, utrzymane zostanie zasilanie na poziomie kompensującym coroczną utratę wody, do czasu ustabilizowania zwierciadła wody w jeziorach. Planowany przerzut pozwoli na odtworzenie stanu wód jezior przy jednocześnie minimalnym, negatywnym oddziaływaniu na środowisko i ludzi, związanego choćby z podtopieniami terenów zabudowanych. Jako środek zaradczy, służący opóźnieniu obniżania się poziomu wód w jeziorach PPK, a tym samym ich stopniowej degradacji, powinno zastosować się ich piętrzenie. Pogłębiając i podnosząc lustro wody w tych stosunkowo płytkich zbiornikach, uruchomiłoby to także procesy ich oczyszczania. Wyższy stan wody w jeziorach, podniósłby poziom zalegania wód przy powierzchniowych i gruntowych w ich okolicach. Dzięki temu wody gruntowe byłyby łatwiej dostępne dla roślin, co pozwoliłoby przetrwać im częste okresy deficytu wody. Byłoby to doskonałe rozwiązanie, wymagające małych nakładów pracy i kosztów, bowiem większość badanych jezior ma na swoich odpływach budowlę piętrzącą (zastawki, śluzy lub jazy). Wystarczy je tylko przywrócić do stanu używalności, a skorzysta rolnictwo i leśnictwo, które uzyska potencjalny zapas wody, turyści większe, czystsze jeziora i plaże, okoliczni mieszkańcy miejsce, nad którym można wypocząć, a wędkarze i rybacy lepsze i wydajniejsze łowiska.

Wielkopolsce, w pobliżu odkrywkowej kopalni węgla brunatnego „Kopin”. Celem pracy była analiza naturalnych zmian stanów wody w jeziorach, które obok wskazywanego przez wielu badaczy wglębnego odwodnienia kopalnianego, są główną przyczyną ich stopniowego obniżania. W tym celu poddano szczegółowej analizie kształtowanie się zwierciadła wody w jeziorach, na tle wieloletniego przebiegu warunków meteorologicznych. W pracy przedstawiono także planowane i podejmowane środki zaradcze, służące ratowaniu bioróżnorodności i walorów największych jezior PPK. Przeprowadzona analiza wykazała silną zależność między wielkością i rozkładem opadów oraz wielkością temperatur powietrza a stanami wody w badanych jeziorach. W latach hydrologicznych zaliczonych do suchych, zwierciadło wody ulegało obniżeniu, natomiast wzrost wysokości opadów, skutkował podniesieniem się zwierciadła wody w jeziorach. Stwierdzono, że wzrost stanów wody w analizowanych jeziorach następował, z co najmniej rocznym opóźnieniem, pod wpływem wyższej od średniej wysokości opadów atmosferycznych, w latach zaliczonych do mokrych. Przykładem takiej zależności był przebieg opadów w roku hydrologicznym 2001/2002, o rocznej sumie opadów wynoszącej 640 mm, wyższej od średniej (o 92 mm). Pomimo tego, stany wody kształtowały się na nie zmienionym poziomie. Wynikało to z niższej od średniej sumie opadów w półroczu zimowym, w porównaniu do roku poprzedniego. W roku hydrologicznym 2002/2003 suma opadów była aż o 201 mm niższa od średniej z wielolecia, w szczególności do sumy opadów w roku poprzednim (2001/2002). Nastąpił jednak wzrost zwierciadła wody w Jeziorze Powidzkim w tym roku i był on najwyższy w analizowanej dekadzie 1994/1995-2003/2004.

Stwierdzono także, że największy wpływ na wzrost stanu wody w jeziorach Powidzkiego Parku Krajobrazowego miała wysokość opadów atmosferycznych w półroczach zimowych, analizowanych lat hydrologicznych. Często stany wody, w latach hydrologicznych zaliczanych do mokrych ulegały obniżeniu. Wynikało to z niższej sumy opadów w półroczach zimowych, w stosunku do średniej z wielolecia. Zaobserwowane w wieloleciu wahania się stanów wód w analizowanych jeziorach, związane było także z wzrostem średniej temperatury powietrza. Wzrost ten skutkował zwiększeniem parowania, co przy niewielkiej średniej sumie opadów (517 mm), niższej od przeciętnej w Wielkopolsce, prowadził do pogorszenia i tak już ubogich zasobów wodnych. Inną

naturalną przyczynę obniżania się stanu wód w jeziorach oraz w konsekwencji ich zanikania na Pojezierzu Wielkopolsko-Kujawskim, należy szukać w działalności łądolodu. Czas osuszania od momentu całkowitego odsunięcia obszaru Pojezierza spod łądolodu, wystąpił około 3500 lat i był dłuższy, w stosunku do pozostałych Pojezierzy: Mazurskiego czy Pomorskiego. Czas ten naturalnie wpłynął na szybsze wypływanie i zmniejszanie powierzchni jezior Pojezierza Wielkopolsko-Kujawskiego, w porównaniu z jeziorami na pozostałych Pojezierzach. Stąd też średnia głębokość jezior na Pojezierzu Wielkopolsko-Kujawskim wynosi tylko 5,7 m, natomiast na pozostałych 6,8 m (Pomorskie) i 7,5 m (Mazurskie). Związane to jest także z procesem sukcesji roślinnej, która znajduje korzystne warunki dla rozwoju w jeziorach Pojezierza Wielkopolsko-Kujawskiego. Jak wyliczył Choiński i Ptak (2008), współczynnik zarastania roślinności wynurzonej wynosi dla tego pojezierza 7,3%, natomiast dla Pojezierzy: Pomorskiego i Mazurskiego wynosi odpowiednio 2,8% i 4%.

Artykuł stanowi ważny przyczynek do ustalenia jednoznacznych przyczyn opadania stanu wód w jeziorach, położonych w sąsiedztwie odkrywek górniczych KWB „Konin”. Dotychczas przeprowadzone badania zawierają niedociągnięcia w zakresie przede wszystkim istotnego wpływu czynnika naturalnego, jakim jest przebieg warunków meteorologicznych, jako przyczynę wahań wód powierzchniowych w rejonie południowych Kujaw. Do czasu wyjaśnienia wszystkich czynników, wpływających na stan wód jezior (klimatycznych, eksploatacji wód jeziornych oraz warunków hydrogeologicznych, w tym więzi hydraulicznych jezior z poziomem kredowym), postępowanie rozszczeniowe w stosunku do KWB „Konin” nie może być uzasadnione. Jednak pomimo braku jednoznacznego wpływu odwadniającej działalności kopalni „Konin” na obniżanie się stanu wód jeziorach PPK, zobowiązała się ona partycypować w 50% kosztów zasilania jezior: Budziławskiego i Wilczyńskiego, wodami pochodzącymi z odwodnienia studziennego odkrywek sąsiadujących z jeziorami.

Literatura

- Basiński, P. (2013). *Parki krajobrazowe Wielkopolski*. Poznań: Bogucki Wydawnictwo Naukowe.
- Choiński, A., Ptak, M. (2008). Zanikanie jezior w Wielkopolsce na tle Polski. *Rocz. Gleboznawcze*, LIX, 2, 25-31.
- Dębski, K. (1967). *Hydrologia*. Warszawa: Wydawnictwo SGGW.
- Illicki, P. (2008). Ratowanie jezior Powidzkiego Parku Krajobrazowego. *Biuletyn Parków Krajobrazowych Wielkopolski* 14, 47-65.
- Illicki, P., Ostrowski, W. (2006). *Ocena oddziaływania odwodnienia odkrywek w rejonie Kleczewa powodowanych przez Kopalnię Węgla Brunatnego Komin SA w Kleczewie na poziomy wody w jeziorach położonych przy wododziale rzeki Noteci i rzeki Warty*. Poznań: Wydawnictwo Polskie Towarzystwo Rybackie.
- Kalinowska, K. (1961). Zanikanie jezior polodowcowych w Polsce. *Przegląd Geograficzny* XXXIII, 3, 511-518.
- Kaniecki, A. (1991). *Problem odwodnienia Niziny Wielkopolskiej w ciągu ostatnich 200 lat i zmiany stosunków wodnych*. Poznań: Materiały z konferencji pt. „Ochrona i racjonalne wykorzystanie zasobów wodnych na obszarach rolniczych w regionie Wielkopolski”.
- Kaniecki, A. (1997). *Wpływ XIX-wiecznych melioracji na zmiany poziomu wód*. [W:] Wpływ antropopresji na jeziora. Choiński A. (red.). Poznań-Bydgoszcz: Wydawnictwo UAM.
- Kędziora, A. (2008). Bilans wodny krajobrazu konińskich kopalni odkrywkowych w zmieniających się warunkach klimatycznych. *Roczniki Gleboznawcze* LIX, 2, 104-118.
- Kędziora, A. (2011). Warunki klimatyczne i bilans wodny Pojezierza Kujawskiego. *Roczniki Gleboznawcze tom LXII nr 2*, 189-203.
- Łyczko, W., Klaus, R., Pływaczyk, L. (2000). Oddziaływanie budowli piętrzącej na wody gruntowe w terenie przyległym. *Roczniki AR. Poznań CCCXLII, seria Melioracje i Inż. Środowiska* 23.
- Marszelewski, W., Radomski, B. (2008). *Quantitative degradation of water resources of the lakes in the eastern part of the Gniezno Lakeland*. [W:] E.W: Anthropogenic and natural transformations of lakes.
- Michalski, A. (2011). Wraca woda, a z nią życie. *Kwartalny Biuletyn Informacyjny Węgiel Brunatny nr 2/75*, 2.
- Miler, A.T., Miler, M. (2005). Trendy i okresowość zmian temperatury oraz opadów dla Poznania w latach 1948-2000. *Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej. Inżynieria Środowiska*, 22, 945-956.

- Niewiarowski, W. (1995). *Wahania poziomu wody w Jeziorze Biskupińskim i ich przyczyny*. [W:] Zarys zmian środowiska geograficznego okolic Biskupina pod wpływem czynników naturalnych i antropogenicznych w późnym glacie i holocenie. Niewiarowski W. (red.) Toruń: 215-234.
- Nowak, B., Przybyłek, J. (2011). Wpływ niżówek hydrogeologicznych i odwodnieni górniczych na systemy wodonośne Pojezierza Gnieźnieńskiego. *Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego* 445, 514-517.
- Orłowski, W., Ilnicki, P. (2007). Problemy gospodarowania wodą w otoczeniu Kopalni Węgla Brunatnego Konin. *Gospodarka Wodna*, 9, 383-386.
- Piasecki, A., Marszelewski, W. (2013). *Krótkookresowe zmiany zasobów wodnych jezior w zlewni Kanału Ostrowo-Gopło*. Saarbrücken: Wyd. AV Akademikerverlag.
- Stachowski, P. (2010). Ocena suszy meteorologicznej na terenach pogórnicych w rejonie Konina. *Annual Set The Environment Protection*, 12, 587-606.
- Stachowski, P., Oliskiewicz-Krzywicka, A., Kozaczyk, P. (2013). Ocena warunków meteorologicznych na terenach pogórnicych Konińskiego Zagłębia Węgla Brunatnego. *Annual Set The Environment Protection*, 15, 1834-1861.
- Wachowiak, G. (2005). Roczniki hydrologiczne i meteorologiczne rejonu odkrywek KWB Konin w Kleczewie S.A. - 10 lat badań IMGW dla potrzeb Kopalni. *Kwartalny Biuletyn Informacyjny „Węgiel Brunatny”*, 2/5.

The Natural Characteristics of the State of the Water in Lakes in the Area of Open Mine Quarry "Konin"

Abstract

The lakes located within the Powidz Landscape Park are observed for many years for the decrease in the water table, which many researchers associate with mining activities, and the water drainage associated with the opencast mines. This paper presents the background to meteorological conditions, in the multi-year period from 1990/1 to 2011/12, of natural changes in water levels in the 3 lakes (Powidzkie, Budziszławskie and Wilczyńskie), included in the Powidz Landscape Park (PPK), located in the north - east Wielkopolska Gniezno Lake District, near the mined pit "Józwin III" Coal Mine "Konin". The analysis confirms the dependence of water levels on the amount and distribution of precipitation, especially in the winter half of the year. Fluctuations in the water levels of the lakes of the Powidz Landscape Park were shaped under the influence of the amount and distribution of precipitation and average air temperature in the successive hydrological years, and especially in the winter half of the year. In the hydrological years of 2004/2005 to 2010/2011, where the amount of precipitation was lower than the average of the observed multi-year, there was

an observation of the decrease in the water level in lakes, in relation to the long-term average. It was found that in the period considered as the wet period, there was an increase in water levels, with at least a one year delay. The natural water level in the lakes fell, by about 2.6 m in the Wilczyński lake and by about 1,80 m in the bordering lake Budziszławskim, in relation to the multi-year period 1965 years. In total, about 32 million m³ of water disappeared from the lakes. A particularly fast falling water level was observed in the years from 1990 to 1992 and from 2003 to 2006. In the multi-year trend of declining water levels in lakes of PPK, had a correlation with frequently occurring drought in this part of Wielkopolska and the increase in average air temperature, which resulted in increased evaporation, which is often 130% of the precipitation. Thus the effects of the decrease in water level in the lakes cannot be only associated with dehydration because of the mining. This paper also presents the measures taken (damming water in the lakes and the transfer of water from nearby drained mining pits) for stopping the decrease of the water level and preserving the values of biodiversity and advantages in PPK lakes. This would also increase the level of subsurface water retention and groundwater in the nearby lakes. This would be a perfect solution, requiring little labour and costs, because most studied lakes have damming structures in their outflows. The article is an important contribution to the problem of the unambiguous determination of the causes of precipita in the lakes of Gniezno Lake District, adjacent to the mining outcrops KWB "Konin".

Streszczenie

W jeziorach położonych w obrębie Powidzkiego Parku Krajobrazowego obserwuje się od wielu lat spadek zwierciadła wód, co wielu badaczy wiąże z działalnością wydobywczą, odwodnieniową sąsiadującej z nimi kopalni odkrywkowej. W pracy przedstawiono na tle przebiegu warunków meteorologicznych, w wieloleciu od 1990/91 do 2011/12, naturalne zmiany stanów wody w 3. jeziorach (Powidzkie, Budziszławskie i Wilczyńskie), wchodzących w skład Powidzkiego Parku Krajobrazowego (PPK), położonych w północno-wschodniej Wielkopolsce, na Pojezierzu Gnieźnieńskim, w pobliżu eksploatowanej odkrywki „Józwin III” Kopalni Węgla Brunatnego „Konin”. Przeprowadzona analiza potwierdza ścisłą zależność stanów wody od wysokości i rozkładu opadów atmosferycznych. Wahania stanów wody w jeziorach Powidzkiego Parku Krajobrazowego kształtowane były pod wpływem wysokości i rozkładu opadów atmosferycznych i średnich temperatur powietrza w kolejnych, następujących po sobie latach hydrologicznych, a szczególnie w półroczach zimowych tych lat. W latach hydrologicznych od 2004/2005 do 2010/2011, w których wysokość opadów była niższa od średniej z wielolecia, obserwowano obniżenie

się zwierciadła wody w jeziorach, w stosunku do średniej wieloletniej. Stwierdzono, że w latach zaliczonych do mokrych występował wzrost stanów wody, z co najmniej rocznym opóźnieniem. Naturalny poziom wody w jeziorach obniżyły się o około 2,6 m w jeziorze Wilczyńskim, a w graniczących z nimi jeziorze Budziśławskim o około 1,80 m, w badanym wieloleciu w stosunku do 1965 roku. Łącznie z jezior ubyło około 32 mln m³ wody. Szczególnie szybkie opadanie lustra wody obserwowano w latach 1990-1992 i 2003-2006. Obserwowana w wieloleciu tendencja obniżania się stanów wód w jeziorach PPK, związana była z występującymi wielokrotnie w tej części Wielkopolski suszami a także z wzrostem średniej temperatury powietrza, co skutkowało zwiększeniem parowania, którego wielkość stanowiła często 130% opadów. W związku z tym nie można skutków obniżania się poziomu wody w jeziorach, wiązać wyłącznie z odwodnieniem górnicy. W pracy przedstawiono także podejmowane środki zaradcze (piętrzenie wód w jeziorach oraz przerzut wody z odwadnianych w sąsiedztwie odkrywek górniczych), służące powstrzymaniu obniżania się poziomu wód a tym samym ratowaniu bioróżnorodności i walorów jezior PPK. Wpłynęłoby to także na podniesie poziomu zalegania wód przypowierzchniowych i gruntowych w okolicach jezior. Byłoby to doskonałe rozwiązanie, wymagające małych nakładów pracy i kosztów, bowiem większość badanych jezior ma na swoich odpływach budowle piętrzące. Artykuł stanowi ważny przyczynek do zagadnienia ustalenia jednoznacznych przyczyn opadania stanu wód w jeziorach Pojezierza Gnieźnieńskiego, sąsiadujących z odkrywkami górnicyzmi KWB „Konin”.

Słowa kluczowe:

zanik jezior, czynniki naturalne, antropopresja, Powidzki Park Krajobrazowy

Keywords:

lake disappearance, natural factors, anthropopressure, Powidz Landscape Park



Wskaźniki oceny mobilności miejskiej w aspekcie ochrony środowiska

Norbert Chamier-Gliszczyński, Tadeusz Bohdal
Politechnika Koszalińska

1. Wstęp

Aktywność użytkowników obszarów miejskich generuje potrzeby transportowe, który odzwierciedleniem jest wzmożony potok ruchu na elementach miejskiej sieci transportowej. Odpowiada on za 40% emisji CO₂ i 70% emisji innych zanieczyszczeń pochodzących z transportu drogowego, aby odwrócić tendencję w przyszłości i przyczynić się do osiągnięcia 60% redukcji emisji gazów cieplarnianych (COM 913 2013) należy ograniczyć wpływ transportu miejskiego na środowisko.

Efekt cieplarniany na Ziemi (Bohdal i in. 2011, 2015) związany jest między innymi z emisją szkodliwych substancji przez środki transportu wykorzystywane w podróżach miejskich. Przeważająca większość europejskich miast stoi w obliczu ogromu wyzwań dotyczących ograniczenia emisji szkodliwych substancji. Istotnego znaczenia nabierają więc działania poszukujące rozwiązań dla problemu ochrony środowiska.

Uwzględniając powyższe problemy podejmowane są liczne działania w obszarze logistyki (Dyczkowska 2012, 2013), (Jacyna-Gołda i in. 2014), (Jacyna 2013, 2013a), (Karkula & Bukowski 2012), (Szczepański & Jacyna 2013) i w zakresie ograniczenia szkodliwych odpadów na etapie całego cyklu życia środków transportu (Chamier-Gliszczyński 2010, 2011a, 2011b, 2011c). Oddzielną grupę stanowią działania w obrębie zrównoważonego transportu (Kasperska 2015), (Chamier-Gliszczyński 2011) i przewozu osób (Kiba-Janiak & Cheba 2014), (Żochowska & Karoń 2015), (Karoń & Żochowska 2015). Właściwa organizacja przewozów miejskich ma istotne znaczenie dla ograniczenia efektu cieplarnia-

nego (Bohdal & Walczak 2013). Dalsze działania to wdrażanie na obszarach miejskich Inteligentnego Systemu Transportowego (Karoń & Mikułski 2014) oraz systemu Park and Ride (Szarata 2005, 2014). Istotnym elementem jest również monitorowanie emisji zanieczyszczeń przez środki transportu miejskiego (Merkisz i in. 2013) i wdrażanie bezemisyjnych pojazdów (Janecki & Karoń 2014).

Celem artykułu jest zwrócenie uwagi na problematykę oceny mobilności miejskiej w aspekcie ochrony środowiska. Mobilność, to w powszechnie przyjętej interpretacji, skłonność do zmiany miejsca zamieszkania lub miejsca pracy. Taka interpretacja mobilności jest bardzo zawężona i odnosi się tylko do zmiany miejsca zamieszkania i pracy. W ujęciu europejskiej polityki transportowej odnoszącej się do mobilności i wdrażanych strategii i planów transportowych, analizowana mobilność miejska interpretowana jest w szerszym aspekcie. Rozszerzona mobilność miejska obejmuje działania w zakresie podaży transportu i popytu na podróże miejskie. Nakierowana jest na optymalizację wykorzystywania środków transportu w podróżach miejskich i tworzenie współmodalności pomiędzy transportem zbiorowym i indywidualnym w tych podróżach. Poszczególne obszary mobilności miejskiej zostały opisane w pracach (Chamier-Gliszczyński 2012, 2013).

2. Założenia do oceny mobilności miejskiej

Zakładamy, że do oceny mobilności miejskiej ustala się pewne funkcje cząstkowe interpretowane jako wskaźniki oceny. Ustalone wskaźniki oceny wyrażają stopień przystosowania mobilności miejskiej do wypełniania zadań. Podstawą określania wskaźników oceny jest zadany zbiór celów i zadań jakie ma realizować analizowana mobilność miejska. W literaturze, dokumentach strategicznych oraz charakterystycznych programach (np. CIVITAS Renaissance) w ocenie efektywności zagadnień transportowych wykorzystuje się wskaźniki. Wskaźniki te charakteryzują różne etapy i poziomy analizy poczynając od planowania poprzez zachowania aż do określenia wewnętrznego i zewnętrznego oddziaływania. Tak jak zauważono w Białej Księdze Transportu z 2010 roku to właśnie wskaźniki są pomocne przy formułowaniu wartości bazowych, prognozowaniu problemów transportowych, ustalaniu i weryfikacji poszczególnych celów do realizacji, a także na etapie ewaluacji zrealizowanych

zadań. Identyfikowane wskaźniki bazują na danych ilościowych i jakościowych. Na przykład w pracy (Litman 2013) autor jako wskaźniki oparte na danych ilościowych definiuje m.in.:

- wskaźnik liczby podróży realizowanych środkami transportu,
 - wskaźnik liczby kolizji i wypadków drogowych,
 - wskaźnik kosztów związanych z realizacją potrzeb transportowych,
- a jako wskaźniki oparte na danych jakościowych:
- wskaźnik preferencji podróży,
 - wskaźnik komfortu podróży,
 - wskaźnik walory estetyczne.

Światowa Rada Biznesu ds. Zrównoważonej Mobilności opracowała przykładowe wskaźniki oceny zrównoważonej mobilności ujmujące trzy grupy problemowe. W pierwszej odnoszącej się do problemów użytkowników zdefiniowano łącznie sześć wskaźników (Eads 2003): wskaźnik swobody dostępu do środków wspomagających mobilność, wskaźnik poniesionych kosztów, wskaźnik średniego czasu podróży z punktu początkowego do punktu końcowego podróży, wskaźnik niezawodności, wskaźnik bezpieczeństwa i ochrony. Druga grupa ujmująca problemy społeczne to piętnaście charakterystycznych wskaźników, wśród których znalazły się między innymi (Eads 2003): wskaźnik emisji gazów cieplarnianych, wskaźnik emisji pozostałych zanieczyszczeń, wskaźnik wpływu na zdrowie ludności, wskaźnik bezpieczeństwa podróżowania, wskaźnik ochrony, wskaźnik wykorzystania terenu, wskaźnik hałasu itd. Ostatnia podgrupa ujmująca problemy sektora biznesu to jedenaście wskaźników, do których zaliczono m.in. (Eads 2003): wskaźnik zyskowności, wskaźnik wielkości rynku, wskaźnik inwestycji w infrastrukturę publiczną, wskaźnik inwestycji prywatnych itd.

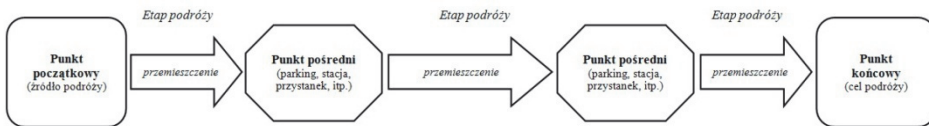
W ramach kilku programów europejskich dotyczących pomiaru zrównoważenia transportu również podjęto prace nad opracowaniem wskaźników oceny. Jednym z takich programów jest projekt Sustainable Mobility, Policy Measures and Assessment (SUMMA), w ramach którego opracowano zestaw wskaźników zrównoważonej mobilności odnoszących się do efektów społecznych, środowiskowych i ekonomicznych. W kategorii wskaźników efektu środowiskowego zdefiniowano między innymi wskaźniki (Borys 2008):

- zużycie energii z podziałem na rodzaj transportu,
- udział zużywanej energii pochodzącej ze źródeł odnawialnych,
- wielkość emisji gazów cieplarnianych,
- liczba osób narażona na szkodliwe działanie hałasu,
- liczba odpadów nie podlegająca recyklingowi itd.

Biorąc pod uwagę powyższe, do oceny mobilności miejskiej konieczny jest usystematyzowany zestaw wskaźników. To zdefiniowane wskaźniki podporządkowane kryteriom oceny tworzą zbiór wartości wskaźników efektywnościowych wykorzystywanych do oceny mobilności miejskiej.

3. Charakterystyka podróży na obszarze miejskim

Podróż na obszarze miejskim to umotywowane przemieszczenie się użytkowników obszarów miejskich pomiędzy dwoma charakterystycznymi punktami identyfikowanymi jako punkt początkowy p (źródło podróży) i punkt końcowy k (cel podróży). Wyróżniamy jeszcze punkty pośrednie z (przystanki, dworce, parkingi, itd.) związane z infrastrukturą transportu dostępną na danym obszarze miejskim. Każdą podróż można traktować jako łańcuch przemieszczeń, w którym elementarne przemieszczenie identyfikowane jest z określonym etapem podróży (rys. 1).



Rys. 1. Struktura podróży na obszarze miejskim

Fig. 1. The structure of the travel in urban areas

Na potrzeby badań podróży na obszarze miejskim możemy zapisać w postaci skończonego ciągu:

$$h = \langle (p, z), (z, \dots), \dots, (\dots, z'), (z', k) \rangle \quad (1)$$

w którym elementy spełniają następujące warunki:

- $p \neq k, z \neq z'$,
- $p \in \mathbf{P}, k \in \mathbf{K}, z, z' \in \mathbf{Z}$,

gdzie:

h – podróż na obszarze miejskim,

p – punkt początkowy podróży na obszarze miejskim,

\mathbf{P} – zbiór punktów początkowych podróży na obszarze miejskim,

k – punkt końcowy podróży na obszarze miejskim,

\mathbf{K} – zbiór punktów końcowych podróży na obszarze miejskim,

z, z' – punkty pośrednie podróży na obszarze miejskim,

\mathbf{Z} – zbiór punktów pośrednich podróży na obszarze miejskim.

Zbiór wszystkich podróży na danym obszarze miejskim jest zbiorem postaci:

$$\mathbf{H} = \cup_{(p,k)} \mathbf{H}(p, k) \quad (2)$$

gdzie:

\mathbf{H} – zbiór podróży na obszarze miejskim,

Przemieszczanie się na poszczególnych etapach podróży może być realizowane pieszo lub z wykorzystaniem określonego środka transportu (indywidualnego, grupowego oraz zbiorowego środka transportu). Udział poszczególnych sposobów przemieszczeń w podróżach jest zróżnicowany i uzależniony jest od wielu czynników, takich jak aspekty demograficzne, struktury obszarów miejskich, systemu zachęt i bodźców do korzystania z poszczególnych form przemieszczeń, oddziaływania przemieszczeń na środowisko naturalne, dostępności poszczególnych sposobów przemieszczeń na danym obszarze miejskim.

Mając na uwadze zróżnicowanie podróży na obszarach miejskich zakładamy, że zbiór \mathbf{HS} numerów sposobów podróży na obszarach miejskich ma postać:

$$\mathbf{HS} = \{hs: hs = 1, 2\} \quad (3)$$

gdzie:

$hs = 1$ – podróż piesza,

$hs = 2$ – podróż niepiesza.

Podróże niepiesze to podróże realizowane jednym środkiem transportu oraz podróże multimodalne, w których wykorzystuje się co najmniej dwa różne środki transportu (np. samochód osobowy i autobus

miejski). Uwzględniając takie zróżnicowanie wykorzystania środków transportu zakładamy, że zbiór **HF** numerów form podróży pieszych na obszarach miejskich to zbiór postaci:

$$\mathbf{HF} = \{hf: hf = 1, 2\} \quad (4)$$

gdzie:

$hf = 1$ – podróż jednym środkiem transportu,

$hf = 2$ – podróż multimodalna.

Podróże jednym środkiem transportu realizowane są z wykorzystaniem indywidualnych, grupowych oraz zbiorowych środków transportu. Zważywszy na zróżnicowane wykorzystanie poszczególnych środków transportu założono, że zbiór **HR** numerów sposobów podróży środkami transportu na obszarach miejskich jest zbiorem postaci:

$$\mathbf{HR} = \{hr: hr = 1, 2, 3\} \quad (5)$$

gdzie:

$hr = 1$ – podróż indywidualnym środkiem transportu,

$hr = 2$ – podróż grupowym środkiem transportu,

$hr = 3$ – podróż zbiorowym środkiem transportu.

4. Środowiskowe wskaźniki oceny mobilności miejskiej

Środowiskowe wskaźniki oceny mobilności miejskiej to zdefiniowane wskaźniki odnoszące się do sfery środowiskowej zrównoważonego rozwoju.

- Wskaźnik 1 – określający udział poszczególnych sposobów podróży we wszystkich podróżach zrealizowanych na obszarze miejskim:

$$\kappa 1(hs) = \frac{\sum_{h \in H} q(hs, h)}{\sum_{hs \in HS} \sum_{h \in H} q(hs, h)} \cdot 100\% \quad (6)$$

gdzie:

$\kappa 1(hs)$ – udział hs -tego sposobu podróży na obszarze miejskim,

$q(hs, h)$ – liczba podróży hs -tym sposobem podróży w h -tych podróżach na obszarze miejskim.

- Wskaźnik 2 – określający udział poszczególnych form podróży niepieszych we wszystkich podróżach zrealizowanych na obszarze miejskim:

$$\kappa 2(hf) = \frac{\sum_{hn \in HN} q(hf, hn)}{\sum_{hf \in HF} \sum_{hn \in HN} q(hf, hn) + \sum_{hp \in HP} q(hp)} \cdot 100\% \quad (7)$$

gdzie:

$\kappa 2(hf)$ – udział hf -tego rodzaju podróży niepieszej w podróżach na obszarze miejskim ogółem,

$q(hf, hn)$ – liczba podróży hf -tym rodzajem podróży niepieszej w hn -tych podróżach na obszarze miejskim,

$q(hp)$ – liczba podróży hp -tym rodzajem podróży na obszarze miejskim.

- Wskaźnik 3 – określający udział poszczególnych form podróży jednym środkiem transportu we wszystkich podróżach zrealizowanych na obszarze miejskim:

$$\kappa 3(hr) = \frac{\sum_{hn \in HN} q(hr, hn)}{\sum_{hr \in HR} \sum_{hn \in HN} q(hr, hn) + \sum_{ho \in HO} \sum_{hm \in HM} \sum_{hp \in HP} q(ho, hm, hp)} \cdot 100\% \quad (8)$$

gdzie:

$\kappa 3(hr)$ – udział hr -tego rodzaju podróży jednym środkiem transportu w podróżach na obszarze miejskim ogółem,

$q(hr, hn)$ – liczba podróży hr -tym rodzajem podróży jednym środkiem transportu w hn -tych podróżach na obszarze miejskim,

$q(ho, hm, hp)$ – liczba podróży na obszarze miejskim ho, hm, hp -tym rodzajem podróży.

- Wskaźnik 4 – określający udział poszczególnych form podróży intermodalnych we wszystkich podróżach zrealizowanych na obszarze miejskim:

$$\kappa 4(he) = \frac{\sum_{he \in HE} q(he, ho)}{\sum_{he \in HE} \sum_{ho \in HO} q(he, ho) + \sum_{ht \in HT} \sum_{hm \in HM} \sum_{hp \in HP} q(ht, hm, hp)} \cdot 100\% \quad (9)$$

gdzie:

$\kappa 4(he)$ – udział he -tego rodzaju podróży intermodalnej w podróżach na obszarze miejskim ogółem,

$q(he, ho)$ – liczba podróży he -tym rodzajem podróży intermodalnej w ho -tych podróżach na obszarze miejskim,

$q(ht, hm, hp)$ – liczba podróży na obszarze miejskim ht, hm, hp -tym rodzajem podróży.

- Wskaźnik 5 – określający udział poszczególnych form podróży multimodalnych we wszystkich podróżach zrealizowanych na obszarze miejskim:

$$\kappa 5(hu) = \frac{\sum_{h \in H} q(hu, hm)}{\sum_{hu \in HU} \sum_{hm \in HM} q(hu, hm) + \sum_{ht \in HT} \sum_{ho \in HO} \sum_{hp \in HP} q(ht, ho, hp)} \cdot 100\% \quad (10)$$

gdzie:

$\kappa 5(hu)$ – udział hu -tego rodzaju podróży multimodalnej w podróżach na obszarze miejskim ogółem,

$q(hu, hm)$ – liczba podróży hu -tym rodzajem podróży multimodalnej w hm -tych podróżach na obszarze miejskim,

$q(ht, ho, hp)$ – liczba podróży na obszarze miejskim ht, ho, hp -tym rodzajem podróży.

5. Wnioski

Aktywność użytkowników obszarów miejskich stanowi wyzwanie dla władz miast w poszczególnych krajach. Analizując cele strategiczne w odniesieniu do rozwoju miast można zauważyć znaczący nacisk na kwestie związane z ochroną środowiska. Wśród tych celów można wymienić cel związany z redukcją zanieczyszczeń powietrza oraz obniżeniem hałasu na obszarach miejskich. Realizacja tego celu możliwa jest między innymi poprzez obniżenie liczby samochodów osobowych poruszających się po miejskiej sieci transportowej, redukcje liczby pojazdów o napędzie konwencjonalnym w publicznym transporcie zbiorowym.

Wiele miast wprowadziło odpowiednie zapisy do swoich strategii transportowych i stara się realizować powyższe cele. Jednak realizacja tych celów jest niewystarczająca, podjęto więc działania w kierunku sformułowania nowej kultury mobilności w mieście. Podejście to oparto na rozszerzonej interpretacji mobilności miejskiej. Działania w zakresie mobilności miejskiej zostały przedstawione w sporządzanych przez miasta planach transportowych i planach zrównoważonej mobilności miejskiej. W planach tych zapisano między innymi podjęcie działań w kierunku obniżenia liczby podróży realizowanych samochodami osobowymi, zwiększenie liczby podróży pieszych, zachęcenie użytkowni-

ków obszarów miejskich do korzystania z publicznego transportu zbiorowego, do zwiększenia liczby podróży multimodalnych.

Biorąc pod uwagę powyższe działania zauważalna jest kwestia jak oceniać te działania. W strategiach transportowych miast, planach transportowych i planach zrównoważonej mobilności miejskiej brakuje etapu oceny. Zdefiniowane w pracy środowiskowe wskaźniki oceny mobilności miejskiej z powodzeniem można wykorzystać na w ocenie etapowej realizowanych działań jak i w końcowej ewaluacji danych planów.

Literatura

- Bohdal, T., Charun, H., Sikora, M. (2015). Selected Aspects of Legal, Technical and Ecological Use of Compression Heat Pumps. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 17, 461-484.
- Bohdal, T., Charun, H., Sikora, M. (2011). Comparative investigations of the condensation of R134a and R404A refrigerants in pipe minichannels. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, 54, 1963-1974.
- Bohdal, Ł., & Walczak, P. (2013). Eco-modeling of Metal Sheet Cutting with Disc Shears. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 15, 863 –873.
- Borys, T. (2008). *Analiza istniejących danych statystycznych pod kątem ich użyteczności dla określenia poziomu zrównoważonego rozwoju transportu wraz z propozycją ich rozszerzenia*. Raport z realizacji ekspertyzy, Jelenia Góra-Warszawa.
- Chamier-Gliszczyński, N. (2010). Optimal design for the environment of the means transportation: a case study of reuse and recycling materials. *Solid State Phenomena*, 165, 244-249.
- Chamier-Gliszczyński, N. (2011). Sustainable operation of a transport system in cities. *Key Engineering Materials*, 486, 175-178.
- Chamier-Gliszczyński, N. (2011a). Reuse, recovery and recycling system of end-of life vehicles. *Key Engineering Materials*, 450, 425-428.
- Chamier-Gliszczyński, N. (2011b). Recycling aspect of end-of life vehicles. Recovery of components and materials from ELVs. *Key Engineering Materials*, 450, 421-424.
- Chamier-Gliszczyński, N. (2011c). Environmental aspects of maintenance of transport means. End-of life stage of transport means, *Eksploatacja i Niezawodność – Maintenance and Reliability*, 2, 59-71.
- Chamier-Gliszczyński, N. (2012). *Modeling System Mobility in Urban Areas*. Congress Proceedings – CLC 2012, Jeseník, Czech Republic: Carpathian Logistics Congress.

- Chamier-Gliszczyński, N. (2013). *The elements of system mobility in urban areas*. Cracow, Poland: Carpathian Logistics Congress – Congress Proceedings, CLC.
- COM 913 (2013). *Wspólne dążenie do osiągnięcia konkurencyjnej i zasobooszczędnej mobilności w miastach*. Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów, Bruksela.
- Dyczkowska, J. (2012). Eco-logistics in the Transport, Shipping and Logistics Branch: an Analysis. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 11, 649-658.
- Dyczkowska, J. (2013). Processes of logistic customer service: behaviour of senders and recipients. *AD ALTA: Journal of Interdisciplinary Research*, 3(1), 23-27.
- Eads, George, C. (2003). Indicators of Sustainable Mobility. *Word Business Council for Sustainable Development*.
- Jacyna, M. (2013). Cargo flow distribution on the transportation network of the national logistic system. *International Journal of Logistics Systems and Management*, 15, 197-218.
- Jacyna, M. (2013a). The role of the cargo consolidation center in urban logistics system. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, 8, 100-113.
- Jacyna-Gołda, I., Żak, J., Gołębiewski, P. (2014). Models of traffic flow distribution for various scenarios of the development of proecological transport system. *Archives of Transport*, 4(32).
- Janecki, R., & Karoń, G. (2014). Concept of Smart Cities and Economic Model of Electric Buses Implementation. *Communications in Computer and Information Science*, 471, 100-109.
- Karkula, M., & Bukowski, L. (2012). *Computational Intelligence Methods-Joint Use in Discrete Event Simulation Model of Logistics Processes*. Simulation Conference (WSC), Proceedings of the 2012 Winter.
- Karoń, G., & Żochowska, R. (2015). Modelling of expected traffic smoothness in urban transportation systems for ITS solutions. *The Archives of Transport*, 33(1), 33-45.
- Karoń, G., & Mikulski, J., (2014). Problems of Systems Engineering for ITS in Large Agglomeration-Upper-Silesian Agglomeration in Poland. *Communications in Computer and Information Science*, 471, 242-251.
- Kasperska, E. (2015). CIVITAS RENAISSANCE Project in Szczecinek in the Context of Sustainable Development. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 17, 747-759.

- Kiba-Janiak, M., & Cheba, K. (2014). How Local Authorities are Engaged in Implementation of Projects Related to Passenger and Freight Transport in Order to Reduce Environmental Degradation in the City. *Procedia Social and Behavioral Sciences*, 151, 127-141.
- Litman, T. (2013). *Well Measured: Developing Indicators for Sustainable and Livable Transport Planning*. Victoria Transport Policy Institute, www.vtpi.or.
- Merkisz, J., Pielecha, J., Lijewski, P., Merkisz-Guranowska, A., Nowak, M. (2013). Exhaust Emissions From Vehicles In Real Traffic Conditions In The Poznan Agglomeration. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 174, 27-38.
- Szarata, A. (2014). *Defining Shape of Membership Function for Mamdani's Fuzzy Inference System within Park & Ride share modelling*. AIP Conference Proceedings, 1648.
- Szarata, A. (2005). Modelling of Park and Ride trips. *6th International Conference Environmental Engineering*, 1, 2, 642-645.
- Szczyptański, E., Jacyna, M., (2013). An approach to optimize the cargo distribution in urban areas. *Logistics and Transport*, 1(17), 53-62.
- Żochowska, R. (2014). Selected issues in modelling of traffic flows in congested urban networks. *Archives of Transport* 1(29).
- Żochowska, R., & Karoń, G. (2015). ITS Services Packages as a Tool for Managing Traffic Congestion in Cities. *Intelligent Transportation Systems-Problems and Perspectives*, Vol. 32 of the series *Studies in Systems, Decision and Control*, 81-103.

Urban Mobility Assessment Indicators in the Perspective of the Environment Protection

Abstract

The present-day urban areas, which are inhabited in Europe by 70 per cent of the population, and which contribute to over 80 per cent of the EU Gross Domestic Product, constitute a significant element in activities aimed at environmental protection. Environmental protection in cities is a complex issue, one which involves residents or, in a broader interpretation, the users of urban areas, enterprises and institutions. All of them generate transportation needs. The fulfilment of those needs involves a negative environmental impact. The primary element that substantially contributes to environmental degradation is road transport. This is responsible for 40 per cent of CO₂ emissions and 70 per cent of the emissions of other pollutants in urban areas. Intense road traffic means increased congestion in city roads, which also generates undesirable environmental impacts. In order to limit these negative consequences to environment in urban areas, various

initiatives are undertaken. One of such initiatives is aimed at the formation of mobility in cities. It was observed that urban mobility has a substantial impact on the surrounding environment.

Taking the issues mentioned above, an attempt was made in the article to define urban mobility assessment indicators in the perspective of environmental protection. Out of the vast group of those assessment indicators that may be defined, a group of environmental indicators was presented in the paper. For the purpose of the development of assessment indicators, experiences were used from an evaluation of the activities implemented under the CIVITAS European project. The present article contains mathematical formulations of environmental urban mobility assessment indicators.

Streszczenie

Współczesne obszary miejskie, które w Europie zamieszkuje 70% ludności, przyczyniają się do osiągnięcia ponad 80% PKB Unii Europejskiej, stanowią istotny element działań ukierunkowanych na ochronę środowiska naturalnego. Ochrona środowiska w miastach to złożony problemem, w którym stronami są mieszkańcy w szerszej interpretacji użytkownicy obszarów miejskich, przedsiębiorstwa i instytucje. Wszyscy oni generują potrzeby transportowe, których zaspakajanie ma negatywny wpływ na otaczające środowisko. Podstawowym elementem, który w znacznym stopniu przyczynia się do degradacji środowiska jest transport drogowy. Odpowiada ona za 40% emisji CO₂ i 70% emisji pozostałych zanieczyszczeń na obszarach miejskich. Wzmożony ruch drogowy to wzrost kongestii na miejskich drogach, która również generuje niepożądane skutki środowiskowe. W celu ograniczenia tych negatywnych konsekwencji dla środowiska na obszarach miejskich podejmowane są różnego rodzaju inicjatywy. Jedną z takich inicjatyw ukierunkowana jest kształtowanie mobilności w miastach. Zauważono, że mobilność miejska ma istotny wpływ na otaczające środowisko.

Uwzględniając powyższe problemy w artykule podjęto próbę zdefiniowania wskaźników oceny mobilności miejskiej w aspekcie ochrony środowiska. Z obszernej grupy możliwych do określenia wskaźników oceny w pracy przedstawiono grupę wskaźników środowiskowych. W opracowywaniu wskaźników oceny wykorzystano doświadczenia z ewaluacji zadań wdrożonych w ramach europejskiego projektu CIVITAS. Artykuł zawiera matematyczne sformułowanie środowiskowych wskaźników oceny mobilności miejskiej.

Słowa kluczowe:

mobilność miejska, podróż, wskaźniki oceny

Keywords:

urban mobility, travel, assessment indicators



Wpływ mineralnej sekwestracji CO₂ na wymywalność zanieczyszczeń z żużli z hutnictwa stali

Alicja Uliasz-Bocheńczyk^{}, Eugeniusz Mokrzycki^{**}*

^{}AGH Akademia Górniczo-Hutnicza,*

*^{**}Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN*

1. Wprowadzenie

Hutnictwo żelaza i stali jest jednym ze znaczących przemysłowych źródeł emisji CO₂. Emisja CO₂ z tej branży wyniosła w 2012 roku 1692,93 Gg (Raport... 2014).

Zarazem w procesie produkcyjnym powstają odpady w postaci żużli, które mogą stanowić surowiec do wiązania CO₂ na drodze mineralnej karbonatyzacji. W hutnictwie żelaza i stali powstają żużle wielkopiecowe i stalownicze (Pogorzałek & Różański 2010), które są zaliczone według Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 grudnia 2014 r. w sprawie katalogu odpadów do grupy 10 – Odpady z procesów termicznych, podgrupy 10 02 – Odpady z hutnictwa żelaza i stali.

Żużle stalownicze stosowane są przede wszystkim do produkcji kruszyw do betonu i kruszywa drogowego (Galos i in. 2009; Pogorzałek & Różański 2010).

Granulowane żużle piecowe znajdują zastosowanie przede wszystkim do produkcji cementu oraz mogą być stosowane do wytwarzania betonów, zapraw i zaczynów, co regulowane jest odpowiednimi normami: PN-EN 15167-1:2007. Mielony granulowany żużel wielkopiecowy do stosowania w betonie, zaprawie i zaczynie – Część 1: Definicje, specyfikacje i kryteria zgodności oraz PN-EN 197-1:2012. Cement – Część 1: Skład, wymagania i kryteria zgodności dotyczące cementów powszechnego użytku.

Pomimo, że żużle są obecnie stosowane przemysłowo, ze względu na wymogi dotyczące ograniczenia emisji CO₂, warto przebadać żużle z hutnictwa żelaza i stali, ze względu na ich właściwości i poznać ich potencjał mineralnej sekwestracji. Potencjał sekwestracji zawiesin wodnych żużli stalowniczych oraz żużli stalowniczych i wielkopieczowych w procesie gaz-ciało stałe zostały wstępnie określone (Uliasz-Bocheńczyk 2009).

Ważnym zagadnieniem związanym z mineralną sekwestracją ditlenku węgla jest jego wpływ na wymywalność zanieczyszczeń ze stosowanych w procesie odpadów; ma to istotne znaczenie dla ochrony środowiska przyrodniczego.

W artykule przedstawiono wyniki badań wpływu mineralnej sekwestracji CO₂ na wymywalność zanieczyszczeń z żużli wielkopieczowych i stalowniczych przy prowadzeniu procesu gaz-ciało stałe.

2. Mineralna karbonatyzacja przy zastosowaniu żużli hutniczych

Żużle hutnicze, przede wszystkim pochodzące z hutnictwa żelaza i stali, ze względu na swój skład chemiczny, są potencjalnym surowcem do wiązania CO₂ na drodze mineralnej karbonatyzacji.

Mineralna karbonatyzacja przy zastosowaniu żużli hutniczych może być prowadzona metodą bezpośrednią (jako proces jednoetapowy) lub pośrednią.

Metoda bezpośrednia sekwestracji CO₂ przy zastosowaniu żużli prowadzona jest najczęściej jako proces gaz-zawiesina wodna odpadów (Huijgen 2007; Chang i in. 2011; Santos i in. 2013; Baciocchi i in. 2008; Sánchez & Martines 2010; Uliasz-Bocheńczyk 2009).

Karbonatyzacja pośrednia (dwuetapowy proces – najpierw jony Ca oraz Mg poddawane są ekstrakcji, a następnie reakcji z CO₂) dla żużli została badana przy zastosowaniu czynników ługujących takich jak: NH₄Cl, kwas octowy oraz wodorotlenek sodu, kwas octowy (CH₃COOH), kwas azotowy (HNO₃), kwas propanowy (C₂H₅COOH) oraz roztwory soli: NH₄NO₃, NH₄Cl, CH₃COONH₄ (Kodama i in. 2006; Eloneva i in. 2008).

Przy badaniach dotyczących mineralnej karbonatyzacji prowadzono również badania wymywalności zanieczyszczeń (Baciocchi i in. 2010 a, b; Santos i in. 2013).

Prowadzono również badania wymywalności jonów wapnia oraz magnezu dla mineralnej sekwestracji oraz badano pozostałości z procesu, które mogą zostać potencjalnie wykorzystane jako kruszywo budowlane (Nienczewski i in. 2008).

Badania procesu mineralnej sekwestracji CO₂ w żużlach z hutnictwa dotyczą również możliwości produkcji węgla wapnia (Eloneva i in. 2010).

3. Materiały zastosowane do badań

Do badań zastosowano żużle stalownicze i granulowane oraz żużle wielkopiecowe (rys. 1, 2) o składach chemicznych przedstawionych w tabeli 1.

Tabela 1. Skład chemiczny żużli wykorzystanych w badaniach, %

Tabela 1. Chemical composition of slags used for researches, %

Składnik	Żużel stalowniczy	Żużel wielkopiecowy
SiO ₂	17	39
CaO	20	44
MgO	8	5
Al ₂ O ₃	4	9
Fe ₂ O ₃	33	0,5



Rys. 1. Granulowane żużle wielkopiecowe

Fig. 1. Granulated blast furnace slag



Rys. 2. Żużle stalownicze

Fig. 2. Steel slag

Żużle wielkopieczowe charakteryzują się wyższą zawartością CaO i SiO₂ w stosunku do żużli stalowniczych, w których z kolei znaczącą ilość stanowi Fe₂O₃.

Żużle hutnicze najczęściej charakteryzuje się przy wykorzystaniu współczynnika aktywności Z (Kurdowski 2010):

$$Z = (\text{CaO} + \text{MgO} + \text{Al}_2\text{O}_3) / \text{SiO}_2 \quad (1)$$

wynoszącego odpowiednio: dla badanego żużla wielkopieczowego – 1,48 i 1,88 dla stalowniczego.

4. Metodyka badań

Żużle poddano działaniu 100% CO₂ w szczelnie zamkniętych komorach przez okres 28 dni.

Proces prowadzono metodą bezpośrednią gaz-ciało stałe w obecności wody. Prowadzenie sekwestracji metodą bezpośrednią gaz-ciało stałe w obecności wody, w której żużle nie są mielone, nie wymaga wydatkowania dodatkowej energii. Żużle przed umieszczeniem w komorach zostały zwilżone wodą w celu aktywacji procesu karbonatyzacji.

W ramach określania wpływu CO₂ na właściwości zawiesin odpadowo-wodnych wykonano oznaczenie pH oraz badania wymywalności zanieczyszczeń.

Badania wymywalności zanieczyszczeń chemicznych wykonano zgodnie z normą PN-EN 12457-2:2006 – Charakteryzowanie odpadów – Wymywanie – Badanie zgodności w odniesieniu do wymywania ziarnistych materiałów odpadowych i osadów – Część 2.

5. Wymywalność z żużli hutniczych

Proces karbonatyzacji przy zastosowaniu żużli z hutnictwa stali przebiega według następujących etapów (Huijgen i in. 2005; Huijgen 2007):

1. Dyfuzja jonów Ca²⁺ w kierunku powierzchni ziaren żużla.
2. Przechodzenie jonów Ca²⁺ z powierzchni ziaren żużla do roztworu.
3. Rozpuszczanie gazowego CO₂.
4. Konwersja CO₂(aq) w jony wodorowęglanowe.
5. Wytrącanie się CaCO₃.

Czynnikiem ograniczającym powstawanie kalcytu jest maksymalna ilość dostępnych jonów wapnia w środowisku wodnym.

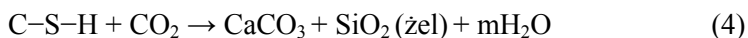
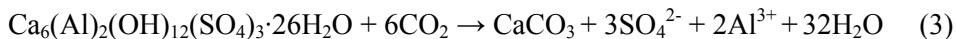
Szybkość reakcji karbonatyzacji najprawdopodobniej jest uzależniona od wymywalności jonów Ca^{2+} (Huijgen i in. 2005). Wymywalność jonów Ca z badanych żużli była bardzo wysoka dla żużli stalowniczych w porównaniu z wielkopieczowymi (tabela 2). Bardzo niskie stężenie jonów wapnia w odciekach może świadczyć o zachodzeniu procesu karbonatyzacji, w wyniku, której będzie wytrącać się kalcyt.

Tabela 2. Wymywalność jonów wapnia i magnezu z żużli hutniczych, mg/dcm³
Tabela 2. Leaching of chemical calcium and magnesium ions from slag, mg/dcm³

Zawartość jonów	Żużel stalowniczy	Żużel stalowniczy po poddaniu go działaniu CO_2	Żużel wielkopieczowy	Żużel wielkopieczowy po poddaniu go działaniu CO_2
Ca	28,90	4,03	3,11	2,36

Obniżenie pH stwierdzone po poddaniu żużli procesowi karbonatyzacji (tabela 3) spowodowane jest reakcją $\text{Ca}(\text{OH})_2$ z CO_2 i powstawaniem CaCO_3 (Rendek i in. 2006).

Na wymywalność jonów wapniowych ma wpływ powstawanie faz wapniowych takich jak: C-S-H, ettringit i kalcyt. Najprawdopodobniej podczas karbonatyzacji żużli hutniczych zachodzą następujące reakcje (Huijgen & Comans 2006):



Poddanie działaniu CO_2 badanych żużli w niewielkim stopniu wpłynęło na wymywalność zanieczyszczeń, ale znacząco zredukowało wartość pH.

Wymywalność jest problemem bardzo złożonym i jest wynikiem działania wzajemnie od siebie zależnych procesów. Wśród nich należy wymienić: hydrolizę, hydratację, rozpuszczanie/wytrącanie, utlenianie/redukcję, tworzenia kompleksów, sorpcję, powstawania roztworów stałych i nowych minerałów (Polettini & Pomi 2004).

Tabela 3. Wymywalność zanieczyszczeń z badanych żużli hutniczych, mg/dcm³
Table 3. Leaching of chemical impurities from slag, mg/dcm³

Rodzaj zanieczyszczeń chemicznych	Żużel wielkopiecowy	Żużel wielkopiecowy po poddaniu go działaniu CO ₂	Żużel stalowniczy	Żużel stalowniczy po poddaniu go działaniu CO ₂
Ba	0,003	0,001	0,062	0,003
Sr	0,008	0,005	0,072	0,016
Mn	0,003	0,002	0,001	< 0,001
Zn	0,001	0,001	0,001	< 0,001
Cu	0,0240	0,0200	0,0005	0,0003
Ni	0,00150	0,00100	0,00150	0,00077
Co	0,00018	0,00015	0,00027	0,00005
Pb	0,0001	0,0001	0,0001	< 0,0001
Hg	0,0004	0,0002	0,0026	< 0,0002
Cd	0,00002	0,00002	0,00002	< 0,00002
Sb	0,00080	0,00040	0,00082	0,00019
Cr	0,0002	0,0002	0,0002	< 0,0002
Mo	0,018	0,004	0,009	0,002
V	0,0040	0,0020	0,0020	0,0020
As	0,0005	< 0,0005	0,0005	< 0,0005
Cl	8,2	16,3	11,2	8,2
SO ₄	10,4	20,7	15,5	10,10
pH	10,5	9,6	11,5	9,8

Wyniki badań wymywalności żużli stalowniczych i wielkopiecowych wykazały, że wprowadzenie ditlenku węgla wpłynęło na obniżenie stężenia jonów Ba, Sr, Mn, Ni, Co, Hg, Sb, V, Cu. Stwierdzona redukcja wymywalności Ba, Co, Ni, Sb, V, Mn z żużli hutniczych potwierdza wyniki badań uzyskane przez innych autorów (Huijgen & Comans 2006; Santos i in. 2013).

Czynnikami mającymi największy wpływ na ograniczanie wymywalności, spowodowanymi zachodzeniem procesu karbonatyzacji jest: obniżenie pH odcieków, zmiany w rozpuszczalności z powodu wytrącania się węglanów, a także obniżenie uwalniania wybranych metali

przez ich sorpcję na kalcytcie oraz obniżenie porowatości matrycy w wyniku powstawania kalcytu (Zhang i in. 2008).

Stężenie jonów Ba ze świeżych żużli jest najprawdopodobniej kontrolowana przez rozpuszczalność BaSO_4 , a ograniczenie wymywalności następuje w wyniku tworzenia się BaCO_3 . Obniżenie wymywalności jonów Sr i Cu następuje najprawdopodobniej w wyniku tworzenia się węglanów; odpowiednio SrCO_3 i CuCO_3 (Costa i in. 2007).

Redukcja wymywalności tych jonów może wynikać również z powstania roztworu stałego, poprzez wbudowanie jonów Ba i Sr w strukturę kalcytu (Huijgen & Comans 2006).

Wymywalność jonów V sugeruje obecność faz, w których może być on wbudowywany, które przy pH pomiędzy 12,5 a 9,5 powoduje rozpuszczanie tych faz. Po procesie karbonatyzacji obniżenie wymywalności V jest najprawdopodobniej w wyniku sorpcji, tak jak w przypadku jonów Ni i Co (Huijgen & Comans 2006).

Sorpcja na kalcytcie, prowadząca do współwytrącania jest bowiem jednym z najważniejszych czynników obniżających wymywalność jonów: Mn, Co, Ni, Pb, Sr. Metale te mogą podstawiać pozycje zajmowane przez Ca^{2+} w strukturze kalcytu (Reeder 1996).

Obniżenie wymywalności jonów Mo spowodowane jest najprawdopodobniej powstawaniem PbMoO_4 (Cornelis 2008).

Wymywalność pozostałych zanieczyszczeń: Zn, Pb, Cd, Cr, As nie uległy zmianie. Zwiększenie wymywalności stwierdzono dla jonów chlorkowych i siarczanowych (tabela 4).

Stwierdzona w wyniku badań wysoka wymywalność, może być spowodowana rozkładem ettringitu w wyniku karbonatyzacji i powstaniem dobrze rozpuszczalnego CaSO_4 (Todorovic & Ecke, 2006).

Wymywalność chlorków po procesie karbonatyzacji jest niezależna od pH roztworu, stosunkowo szybka i niekontrolowana przez granice rozpuszczalności (Todorovic & Ecke, 2006).

Wyniki przeprowadzonych badań można porównać z wymywalnością zanieczyszczeń z zawiesin wodnych żużli stalowniczych o zawartości 40% CaO (Ułasz-Bocheńczyk 2009) (tabela 4).

Proces sekwestracji CO_2 w zawiesinach był prowadzony metodą bezpośrednią gaz-zawiesina.

Jednak wykonanie zawiesin wymaga rozdrobnienia żużli – czyli dodatkowego zużycia energii, a tym samym spowodowanie pośredniej emisji CO₂.

Tabela 4. Wymywalność zanieczyszczeń chemicznych z zawiesin wodnych żużli stalowniczych (Uliasz-Bocheńczyk 2009)

Tabela 4. Leaching of chemical impurities from aqueous suspensions steel slag (Uliasz-Bocheńczyk 2009)

Rodzaj zanieczyszczeń chemicznych mg/dm ³ , oraz pH	Zawiesina z żużlem	
	czysta	z CO ₂
Zn	0,013	0,007
Cu	0,001	0,001
Pb	0,0052	0,0052
Ni	0,0015	0,0007
As	0,0014	0,0014
Hg	0,0008	0,0006
Cd	0,0001	0,0001
Cr	0,005	0,005
Cl	550	10
SO ₄	22	22
pH	12,5	10,0

Wyniki tych badań wykazały, że wprowadzenie CO₂ spowodowało obniżenie wielkości wymywalności cynku, niklu, rtęci, chlorków, wartości pH, a wielkości wymywalności pozostałych zanieczyszczeń: chromu, miedzi, ołowiu, arsenu, kadmu, siarczany nie uległy zmianie.

W porównaniu z zawiesinami żużla stalowniczego, z żużli niemielonych, jedynie zwilżonymi wodą, stwierdzono niższą wymywalność Zn, Cu, Pb, Cr, As, SO₄, Cl, co najprawdopodobniej było spowodowane zmieceniem – redukcją wymiaru cząstek żużli (Huijgen & Comans 2006).

6. Podsumowanie i wnioski

Mineralna sekwestracja jest metodą interesującą szczególnie dla zakładów, w których powstają odpady mineralne mogące być wykorzystane do wiązania CO₂.

Żużle z hutnictwa stali znajdują szerokie zastosowanie gospodarcze, ale z punktu widzenia poznawczego interesujące jest poznanie procesu wiązania CO₂ przy zastosowaniu tego typu odpadów.

Przy analizie procesu mineralnej sekwestracji CO₂, bardzo ważnym aspektem jest wpływ prowadzenia procesu na wartość pH i wymywalność zanieczyszczeń.

Uzyskane wyniki badań potwierdzają wpływ oddziaływania CO₂ na obniżenie pH – świadczące o przebiegu procesu mineralnej sekwestracji.

Otrzymane rezultaty badań wymywalności zanieczyszczeń z żużli stalowniczych i wielkopieczowych potwierdziły wyniki uzyskane przez innych autorów i wykazały, że wprowadzenie ditlenku węgla wpłynęło na obniżenie stężenia jonów Ba, Sr, Mn, Ni, Co, Hg, Sb, V, Cu.

*Artykuł opracowano w ramach badań statutowych
AGH nr 11.11.100.482.*

Literatura

- Baciocchi, R., Costa, G., Di Bartolomeo, E., Di Kamillo, V., Poletini, A., Pomi, R., (2008). Accelerated carbonation of different size fractions of stainless steel slag. *Proceedings of 2nd International Conference on Accelerated Carbonation for Environmental and Materials Engineering, Roma*, 257-266.
- Baciocchi, R., Costa, G., Di Bartolomeo, E., Poletini, A., Pomi, R. (2010)a. Comparison of different process routes for stainless steel slag carbonation. *Proceedings of Third International Conference on Accelerated Carbonation for Environmental Engineering ACEME10, Åbo Akademi University, Åbo/Turku*, 193-202.
- Baciocchi, R., Costa, G., Poletini, A., Pomi, R. (2010)b. The influence of carbonation on major and trace elements leaching from various types of stainless steel slag. *Third International Conference on Accelerated Carbonation for Environmental Engineering ACEME10, Åbo Akademi University, Åbo/Turku*, 215-226.
- Chang, E.-E., Pan, S.-Y., Chen, Y.-H., Chu, H.-W., Wang, Ch.-F., Chiang P.-Ch. (2011) CO₂ sequestration by carbonation of steelmaking slags in an autoclave reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 195, 107-114.
- Cornelis, G., Johnson, A., Van Gerven, T., Vandecasteele, C.(2008). Leaching mechanisms of oxyanionic metalloids and metal species in alkaline solid wastes: A review. *Applied Geochemistry*, 23, 955-976.

- Eloneva, S., Puheloinen, M.E., Kanerva, J., Ekroos, A., Zevenhoven, R., Fogelholm, C.J. (2010). Co-utilisation of CO₂ and steelmaking slags for production of pure CaCO₃. legislative issues. *Journal of Cleaner Production*, 18, 833-1839.
- Eloneva, S., Teir, S., Salminen, J., Fogelholm, C.J., Zevenhoven, R. (2008): Fixation of CO₂ by carbonating calcium derived from blast furnace slag. *Energy*, 33, 1561-1467.
- Galos, K., Gawlicki, M., Hycnar, E., Lewicka, E., Nieć, M., Ratajczak, T., Szlugaj, J., Wyszomirski, P. (2009). *Mineralne surowce odpadowe*. Kraków: Wydawnictwo Instytutu GSMiE PAN, 261.
- Huijgen W.J.J., Witkamp G.J., Comans R.N.J., (2005). Mineral CO₂ sequestration by steel slag carbonation. *Environmental Science and Technology*, 39, 9676-9682.
- Huijgen, W.J.J. & Comans, R.N.J. (2006). Carbonation of steel slag for CO₂ sequestration: Leaching of products and reaction mechanisms. *Environmental Science and Technology*, 40, 2790-2796.
- Huijgen, W.J.J. (2007). *Carbon dioxide sequestration by mineral carbonation. feasibility of enhanced natural weathering as a CO₂ emission reduction technology*. Energy Research Centre of The Netherlands, 232.
- Raport...2014 – Krajowy raport inwentaryzacyjny 2014. Inwentaryzacja gazów cieplarnianych w Polsce dla lat 1988-2012. Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami, Warszawa, maj 2014.
- Kodama, S., Nishimoto, T., Yogo, K., Yamada, K. (2006). Design and evaluation of a new CO₂ fixation process using alkaline-earth metal wastes. 8th International Conference on Greenhouse Gas Control Technologies, 19-22 June, Trondheim, Norway.
- Kurdowski, W. (2010). *Chemia cementu i betonu*. Kraków, Warszawa: Wyd. Polski Cement; Wyd. Naukowe PWN, 728.
- Nienczewski, J.R., Alves, S.M.S., Costa, G.S., Amaral, L.C., Dullis, J.E.L., Ligabue, R.A., Ketzer, J.M., Einloft, S. (2008). Improving the extraction of calcium and magnesium oxides of steel slag aiming carbonates for mitigation of steelmaking slag. *Proceedings of 2nd International Conference on Accelerated Carbonation for Environmental and Materials Engineering, 1-3 October*, Roma, Italy, 249-256.
- Pogorzałek, J. & Różański, P. (2010). Utylizacja żużli stalowniczych. *Prace IMŻ*, 1, 281-285.
- Polettini A., Pomi R. (2004). Leaching behaviour of incineration bottom ash by accelerated ageing. *Journal of Hazardous Materials B* 113, 209-215.

- Rendek, E., Ducom, G., Germain, P., (2006). Carbon dioxide sequestration in municipal solid waste incinerator (MSWI) bottom ash. *Journal of Hazardous Materials B128*, 73-79.
- Reeder R.J. (1996). Interaction of divalent cobalt, zinc, cadmium and barium with calcite surface during layer growth. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 60, 1543-1552.
- Sanchez, M., Martinez, M.M. (2010). Dry accelerated carbonation reaction studies for lime, hydrated lime and steel slag. *Proceedings of Third International Conference on Accelerated Carbonation for Environmental Engineering ACEME10, Åbo Akademi University, Åbo/Turku*, 179-188.
- Santos, R., Van Bouwela, J., Vandaveldea, E., Mertensb,G., Elsenb, J., Van Gerven, T. (2013). Accelerated mineral carbonation of stainless steel slags for CO₂ storage and waste valorization: Effect of process parameters on geochemical properties. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 17, 32-45.
- Todorovic, J., Ecke, H. (2006). Demobilisation of critical contaminants in four typical waste-to-energy ashes by carbonation. *Waste Management*, 26, 430-441.
- Uliasz-Bocheńczyk, A. (2009). *Mineralna sekwestracja CO₂ w wybranych odpadach*. Kraków: Wydawnictwo IGSMiE PAN, 139.
- Zhang, H., He, P.J., Shao, Li.M, Lee, D.J. (2008). Temporary stabilization of air pollution control residues using carbonation. *Waste Management*, 28, 509-517.

The Impact of the CO₂ Mineral Sequestration Process on the Leachability of Pollutants from Slags from Steel Industry

Abstract

Poland has ratified the Kyoto Protocol and belongs to the European Union, due this facts is committed to reducing carbon dioxide emissions. Iron and steel production industry is one of major emitters of CO₂. It's also industry creating wastes such as slags from smelting (blast furnace, steelmaking) code 10 02 01. Steelmaking slags are mainly used in road construction. Blast furnace slags are used to produce cement. Although slags from iron and steel production are used economically, due to their chemical composition, they are classified as waste. The slags potentially could be the raw material used to mineral sequestration of carbon dioxide.

An important issue, related to mineral sequestration of carbon dioxide, is the impact of the mineral sequestration process on the leachability of pollutants from used waste.

Studies presented in the paper were conducted using a blast furnace slags and steel slags with a high content of CaO, respectively – 44% and 20%.

The limiting factor of calcite formation is the maximum amount of available calcium ions in an aqueous environment. Due to this fact, leachability of the analyzed slags has been examined. Leachability of the steelmaking slags was 28.9 mg / dm³, and for the blast furnace slag 3.11 mg / dm³.

The process direct carbonation gas-solid was conducted using 100% CO₂ in a sealed chambers where they were seasoning for 28 days. Slags were treated carbon dioxide without prior milling, so that no additional energy is used and the indirect emissions are avoided.

Studies have shown the pH lowering from 12 to 10, this indicating the carbonation process. Analysis of the results of steelmaking slags leachability tests and blast furnace slags have shown that the process of carbon dioxide sequestration contributed to the decrease in the concentration of Ba, Sr, Mn, Ni, Co, Hg, Sb, V, Cu, Mo, SO₄. Leachability of other pollutants: Zn, Pb, Cd, Cr, As, has not changed.

The results were compared with the results of aqueous suspensions leachability analysis of steel slags.

The leachability of pollutants: Zn, Cu, Pb, Cr, As, SO₄, Cl from underground steelmaking slags was lower compared to aqueous suspensions. Values of Ni leachability were the same, Hg and Cd higher than those found for the slag-water suspensions.

Streszczenie

Polska, jako kraj ratyfikujący Protokół z Kioto i należąca do Unii Europejskiej zobowiązana jest do obniżania emisji ditlenku węgla.

Przemysłem, który jest znaczącym emitentem CO₂ jest hutnictwo żelaza i stali. W przemyśle tym powstają również odpady – Żużle z procesów wytopienia (wielkopiecowe, stalownicze) o kodzie 10 02 01. Żużle stalownicze stosowane są przede wszystkim w drogownictwie, a żużle wielkopiecowe do produkcji cementów. Pomimo, że są one wykorzystywane gospodarczo, żużle z hutnictwa żelaza i stali, ze względu na swój skład chemiczny, są odpadami, które potencjalnie mogą być surowcem stosowanym do mineralnej sekwestracji ditlenku węgla.

Proces mineralnej sekwestracji przy zastosowaniu żużli hutniczych może być prowadzony metodą bezpośrednią – jednoetapową, w której poddawane są bezpośrednio działaniu ditlenku węgla lub pośrednią – dwuetapową, w której

składniki reaktywne są wstępnie ekstrahowane z matrycy mineralnej, a następnie poddawane reakcji z CO₂.

Ważnym zagadnieniem związanym z mineralną sekwestracją ditlenku węgla jest wpływ prowadzenia procesu na wymywalność zanieczyszczeń ze stosowanych odpadów.

Przedstawione w artykule badania prowadzono przy zastosowaniu żużli wielkopieczowych oraz żużli stalowniczych charakteryzujących się wysoką zawartością CaO, odpowiednio: 44% i 20%.

Ponieważ, czynnikiem ograniczającym powstawanie kalcytu, jest maksymalna ilość dostępnych jonów wapnia w środowisku wodnym, zbadano ich wymywalność z analizowanych żużli, która dla żużli stalowniczych wyniosła 28,9 mg/dm³ i 3,11 mg/dm³ dla żużli wielkopieczowych.

Proces prowadzono przy zastosowaniu 100% CO₂ jako karbonatyzację bezpośrednią gaz-ciało stałe w szczelnych komorach, w których były sezonowane przez 28 dni. Żużle poddano działaniu ditlenku węgla bez wcześniejszego mielenia, dzięki temu nie jest wydatkowana dodatkowa energia i przez to unikana jest emisja pośrednia.

Badania wykazały obniżenie pH z wartości 12 do 10 wskazujące na zachodzenie procesu karbonatyzacji. Analiza otrzymanych wyników badań wymywalności żużli stalowniczych i wielkopieczowych wykazały, że proces sekwestracji ditlenku węgla wpłynął na obniżenie stężenia jonów Ba, Sr, Mn, Ni, Co, Hg, Sb, V, Cu, Mo, SO₄. Wymywalność pozostałych zanieczyszczeń: Zn, Pb, Cd, Cr, As nie uległa zmianie.

Stwierdzono również wysoką wymywalność jonów wapnia i magnezu z żużli stalowniczych.

Uzyskane wyniki badań porównano z rezultatami analiz z wymywalnością zawiesin wodnych żużla stalowniczego.

Z niezmielonych żużli stalowniczych, wymywalność jonów Zn, Cu, Pb, Cr, As, SO₄, Cl była niższa w porównaniu z zawiesinami wodnymi. Wartości wymywalności Ni była taka sama, a Hg i Cd wyższe od tych stwierdzonych dla zawiesin żużlowo-wodnych.

Słowa kluczowe:

żużle stalownicze, granulowane żużle wielkopieczowe, wymywalność, mineralna sekwestracja, CO₂

Keywords:

steelmaking slag, granulated blast furnace slag, leachability, mineral sequestration, CO₂



Ekoinnowacyjne rozwiązanie konstrukcyjne oraz parametry pracy rozpylacza w nowej generacji zaprawiarki porcjowej do ziaren zbóż

Leon Kukielka^{}, Agnieszka Kułakowska^{*}, Krzysztof Kukielka^{*},
Zbyszek Zbytek^{**}, Aleksander Lubiński^{***}, Jacek Lubiński^{***}
^{*}Politechnika Koszalińska,
^{**}Przemysłowy Instytut Maszyn Rolniczych, Poznań,
^{***}Agralex SJ*

1. Wstęp

Ekoinnowacje stanowią szczególny rodzaj innowacji, które przyczyniają się do stworzenia nowych rozwiązań dostarczających wartości dodanej konsumentom i przedsiębiorcom istotnie zmniejszając oddziaływanie na środowisko, co jest ich podstawową właściwością odróżniającą od innowacji innego typu (Baran 2013). Podczas tworzenia nowej generacji zaprawiarki porcjowej do ziaren zbóż, duży nacisk położono właśnie na zastosowanie nowatorskich rozwiązań konstrukcyjnych oraz dobór parametrów pracy rozpylacza, tak aby stanowiły one o ekoinnowacyjności maszyny.

Automatyczna, wirowa zaprawiarka porcjowa jest przeznaczona do zaprawiania ziarna siewnego zbóż zaprawami nasiennymi proszkowymi, zawiesinowymi i płynnymi, przy czym możliwe jest sekwencyjne stosowanie kilku rodzajów zapraw nasiennych, w tym biologicznych, dzięki zastosowaniu (opcjonalnie) kilku niezależnych układów dozujących i aplikujących zaprawę w postaci płynnej lub proszkowej (Kukielka i in. 2015). Ponadto zamontowane dozowniki proszków umożliwią precyzyjną aplikację talków, polimerów lub innych proszków niezbędnych do inkrustacji nasion. Ze względu na dużą rozpiętość wydajności zapra-

wiarki 3-8 [$t \cdot h^{-1}$] jest ona przeznaczona dla średnich i dużych gospodarstw rolnych oraz zakładów nasiennych (przedsiębiorstw przygotowujących materiał siewny). W trakcie opracowania konstrukcji oraz technologii wytwarzania części maszyny stosowano zasady ekoprojektowania, zmniejszając przez to negatywny wpływ na środowisko (Bohdal i in. 2014, Bohdal & Kukielka i in. 2014, Bohdal i in. 2016, Kukielka 2001, Kukielka & Kustra 2003, Kukielka i in. 2005, Kukielka i in. 2010, Kukielka i in. 2013, Kukielka i in. 2016, Kulakowska i in. 2008, Kulakowska 2012, Kulakowska i in. 2014, Kulakowska & Patyk i in. 2014, Kulakowska i in. 2016, Kukielka i in. 2014, Kukielka & Kukielka i in. 2014, Kukielka i in. 2012, Maląg i in. 2014, Mysliński i in. 2004, Patyk i in. 2014, Patyk & 2014-1, Patyk i in. 2016). Nowej generacji urządzenie do przygotowania i ochrony nasion, dzięki nowoczesnej konstrukcji, uniwersalności funkcjonalnej, pełnej automatyce sterowania i nadzoru, zastosowaniu nowoczesnych technologii wykonania oraz systemu zdalnego sterowania i serwisowania on-line, zapewnia:

- zaprawianie różnych nasion: małych (np. rzepak, zboża) i dużych (groch, peluszką, łubin, fasola itp.),
- dozowanie zaprawy z wysoką precyzją,
- stosowanie jednocześnie kilku zapraw, nawet takich, które nie mogą się z sobą mieszać,
- inkrustowanie nasion polimerami, na mokro i na sucho,
- wysoką wydajność zaprawiania (efektywność energetyczna i materiałowa),
- wysoki stopień pokrycia nasion,
- wysoką równomierność nanoszenia zaprawy na nasiona,
- wysoką niezawodność,
- wysoki stopień bezpieczeństwa dla obsługi i środowiska.

Celem artykułu jest przedstawienie ekoinnowacyjnych rozwiązań konstrukcyjnych oraz parametrów pracy rozpylacza w nowej generacji zaprawiarce porcjowej do ziaren zbóż. W niniejszej pracy główny nacisk położono na komorę zaprawiania, w której odbywa się dokładne nanoszenie zaprawy na nasiona oraz proces rozdrabniania kropli zaprawy w celu uzyskania mgiełki. Komorę zbudowano z nieruchomego cylindra o osi pionowej oraz wirującego dna w kształcie talerza. W osi talerza

i cylindra zamontowano wirującą tarczę rozpylającą ciecz. Nasiona ze zbiornika ważącego spadać będą na wirujący talerz. Dzięki sile odśrodkowej nasiona w komorze odrzucane są na ścianę nieruchomego cylindra i ponownie spadają na talerz. Na każdą chwilową powierzchnię nasion będących w ruchu (tworzących jednocześnie w osi wirującego talerza komory ruchomy lej) rozpylana jest odpowiednia dawka zaprawy. Wielokrotna powtarzalność tej operacji zapewni uzyskanie wymaganego stopnia wymieszania i pokrycia.

2. Założenia wstępne dotyczące układu napędu komory zaprawiania

Układ napędu komory zaprawiania powinien spełniać następujące założenia:

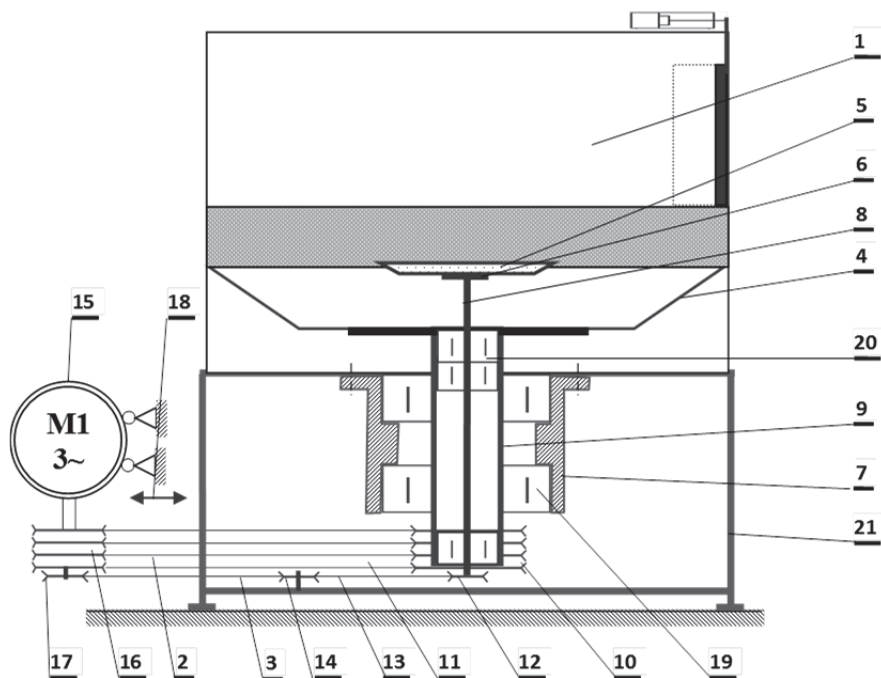
1. Układ napędu talerza głównego i tarczy rozpylającej powinien być umieszczony na zewnątrz komory zaprawiania.
2. Powinna być zastosowana przekładnia dwustopniowa, która jednak przenosić będzie obroty z jednego silnika, odpowiednio wprawiając w ruch talerz główny i tarczę rozpylającą.
3. Układ napędu powinien posiadać silnik z wałem, który powinien przenosić obroty na przekładnię dwustopniową. Na wale umiejscowione będą koła pasowe czynne przekładni.
4. Współczynnik przeciążenia przyjęty do obliczeń powinien wynosić $k = 1,2$. Zależy on jest, zgodnie z literaturą (Kurmaz i in. 2011, Dietrich 1999), od rodzaju silnika – silnik elektryczny trójfazowy z przełączeniem lub rozrusznikiem (lub silnik elektryczny o dużym momencie rozruchowym) oraz warunków pracy urządzenia napędzającego (lekkie – do 10 kW).
5. Silnik powinien posiadać odpowiednią moc, która przy uwzględnieniu porcjowego charakteru pracy zaprawiarki umożliwi zaprawienie maksymalnej porcji ziarna tj. $m = 50$ [kg].
6. Przekładnia pasowa dwustopniowa powinna charakteryzować się odpowiednią liczbą pasów w celu zapewnienia odpowiedniej mocy przenoszonej przez układ. Przy czym najlepiej, jeśli przekładnia pasowa talerza głównego będzie pełniła funkcję redukcyjną, zaś tarczy zaprawiającej multiplikatywną.

7. Tarcza rozpylająca powinna pracować z większą prędkością obrotową niż talerz główny w celu uzyskania odpowiedniego zaprawienia ziarna zaprawą cieczową w postaci mgły.
8. Odpowiednia konstrukcja tarczy rozpylającej jak np. kształt i średnica tarczy, powierzchnie boczne pochylone pod odpowiednim kątem α , otwory na bocznych ściankach, ma umożliwić uzyskanie zaprawy w postaci mgły.
9. Aby można było mówić o mgle w przypadku zaprawy cieczowej wielkość kropli rozpylonej powinna mieć wartość poniżej 20 [μm] (Bernacki i in. 1967).
10. Talerz główny oraz tarcza rozpylająca osadzone powinny być na jednym wale, jednak ze względu na różne koła pasowe i różne prędkości obrotowe przez nie osiągnane zastosowany powinien być wał drażony z wrzecionem umieszczonym wewnątrz. Wrzeciono napędzać będzie tarczę rozpylającą, zaś wał drażony talerz główny.
11. Niezbędne będzie odpowiednie łożyskowanie zarówno wału drażonego jak i wrzeciona, które powinny być osłonięte w celu zabezpieczenia przed zanieczyszczeniami.

Schemat napędu talerzy w komorze zaprawiania projektowanej zaprawiarki przedstawiono na rysunku 1. Układ napędu ma możliwość regulacji prędkości obrotowej silnika napędowego i składa się z następujących głównych zespołów: silnika, redukcyjnej przekładni pasowej klinowej 1, multiplikatywnej przekładni pasowej klinowej 2, wału drażonego, wrzeciona tarczy rozpylającej.

3. Budowa komory zaprawiania

Schemat komory zaprawiania i układu napędu talerzy przedstawiono na rysunku 1.



Rys. 1. Schemat napędu talerza głównego i tarczy rozpylania zaprawy cieczerwnej w komorze zaprawiania: 1 – komora zaprawiania, 2 – redukcjna przekładnia pasowa klinowa 1, 3 – multiplikatywna przekładnia pasowa klinowa 2, 4 – talerz główny, 5 – tarcza do rozpylania zaprawy cieczerwnej, 6 – piasta tarczy rozpylacza, 7 – stała obudowa łożysk, 8 – wrzeciono tarczy rozpylającej, 9 – wał drążony, 10 – koło pasowe napędzane przekładni napędu talerza głównego, 11 – pasy klinowe przekładni redukcyjnej (4 szt.), 12 – koło pasowe napędzane przekładni napędu tarczy rozpylającej, 13 – pas klinowy przekładni napędu tarczy rozpylającej, 14 – napinacz pasa przekładni multiplikatywnej, 15 – silnik, 16 – koło pasowe napędzające przekładni talerza głównego, 17 – koło pasowe napędzające przekładni tarczy rozpylającej, 18 – mechanizm regulacji napięcia pasów klinowych, 19 – łożyskowanie wału drążonego, 20 – łożyskowanie wrzeciona, 21 – rama nośna

Fig. 1. Scheme of the main plate drive and disc of mortal liquid pickling in the seed pickling machine: 1 – pickling chamber, 2 – reducer wedge belt drive 1, 3 – multiplicative wedge belt drive 2, 4 – main plate, 5 – plate to the atomization of the liquid mortal, 6 – atomizer wheel hub, 7 – permanent buildings bearings, 8 – spindle of the pickling disk, 9 – hollow shaft, 10 – pulley driven by the main drive gear plate, 11 – V-belts of reduction gear (4), 12 – a pulley driven drive

gear atomizing, 13 – V-belt drive gear atomizing, 14 – multiplicative gear belt tensioner, 15 – motor, 16 – pulley driving gear of the main plate, 17 – pulley drive gear atomizing, 18 – mechanism for regulating the voltage of V-belts, 19 – bearing hollow shaft, 20 – spindle bearing, 21 – the support frame

4. Prędkość obrotowa talerza głównego

Najważniejszym zadaniem przekładni redukcyjnej jest zapewnienie wymaganej prędkości obrotowej n_t talerza głównego, która wytworzy taką wartość siły odśrodkowej F_o działającej na ziarno (rys. 2), która pokona siłę tarcia F_t ziarna o tarczę i spowoduje najpierw ruch ziarna w kierunku promieniowym na zewnątrz talerza i nada mu taką energię kinetyczną, aby po uderzeniu w powłokę ochronną (4) osłony komory (5) przemieściło się w górę na wysokość h oraz odbiło się od obudowy komory zaprawiania i spadło grawitacyjnie z powrotem na talerz. Ruch ziarna zgodnie z wymaganą trajektorią T zapewni nie tylko dobre wymieszanie ziarna ale również prawidłowe pokrycie go zaprawą.

Ziarno, w chwili zetknięcia się z talerzem, porusza się z chwilową prędkością v_{zi} :

$$v_{zi} = \zeta \cdot v_{ti} = \zeta \cdot \omega_t \cdot R_i = \omega_z \cdot R_i, [m \cdot s^{-1}] \quad (1)$$

gdzie:

ω_t – chwilowa prędkość kątowa talerza [rad/s],

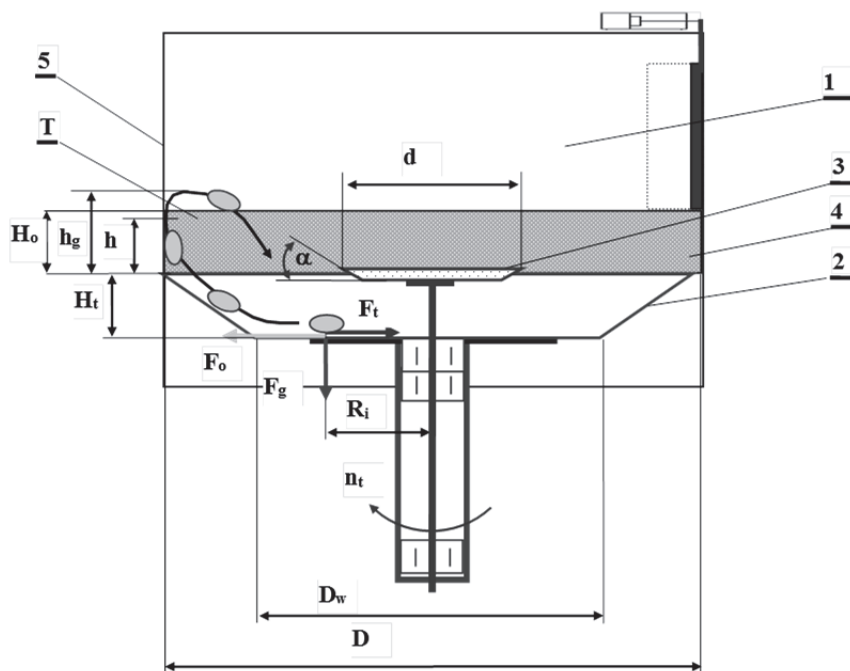
ω_z – chwilowa prędkość kątowa ziarna [rad/s],

R_i – promień okręgu zetknięcia się ziarna z talerzem [m],

ζ – współczynnik wynikający z poślizgu ziarna po talerzu głównym,

v_{ti} – prędkość punktu talerza na promieniu R_i .

Z danych literaturowych wynika (Gajtkowski 1977, Gajtkowski 1980), że dla ziarna współczynnik $\zeta = 0,171$, czyli prędkość kątowa ziarna jest o około 5,84 razy mniejsza od prędkości kątowej talerza.



Rys. 2. Schemat do obliczenia wymaganej prędkości obrotowej n_t talerza głównego: 1 – komora zaprawiania, 2 – talerz główny, 3 – tarcza do rozpylania zaprawy cieczerwnej, 4 – obudowa komory zaprawiania, 5 – warstwa ochronna komory zaprawiania, d – średnica tarczy rozpylającej, α – kąt pochylenia tworzącej stożka tarczy, D – średnica zewnętrzna talerza, D_w – średnica dna talerza, R_i – promień okręgu zetknięcia się ziarna z talerzem, H – wysokość talerza, H_o – wysokość warstwy ochronnej komory zaprawiania, h – wysokość podrzutu ziarna ponad talerz, F_o – siła odśrodkowa, $F_g = m_z \cdot g$ – siła grawitacji działająca na ziarno, F_t – siła tarcia ziarna o talerz, n_t – prędkość obrotowa talerza, T – tor ruchu ziarna.

Fig. 2. Scheme for calculating the required speed on a main plate: 1 – pickling chamber, 2 – main plate, 3 – pickling plate of the mortar, 4 – chamber buildings, 5 – protective layer of pickling chamber's d – diameter of atomizing plate, α – the angle of inclination of the cone shield, D – diameter of the outer plate, D_w – diameter of the bottom plate, R – radius of the circle contact between the grains and the plate, H – height of the plate, H_o – height of the protective layer in pickling chamber, h – the height of the seed toss over the plate, F_o – the centrifugal force $F_g = m \cdot g$ – the force of gravity acting on grain, F_t – grain friction force of the plate, n_t – speed of the plate, T – track of the grain movement.

Ziarno doznaje również przyspieszenia całkowitego \mathbf{a}_z , które jest sumą składowych wektorów przyspieszeń stycznego \mathbf{a}_{zt} i normalnego \mathbf{a}_{zn} :

$$\mathbf{a}_z = \mathbf{a}_{zt} + \mathbf{a}_{zn} = \frac{dv_{zi}}{dt} \cdot \boldsymbol{\tau} + \frac{v_{zi}^2}{R_i} \cdot \mathbf{n} = R_i \cdot \varepsilon_z \cdot \boldsymbol{\tau} + \omega_z^2 \cdot R_i \cdot \mathbf{n}, [\text{m} \cdot \text{s}^{-2}] \quad (2)$$

gdzie:

ε_z – chwilowe przyspieszenie kątowe ziarna $[\text{rad} \cdot \text{s}^{-2}]$,

$\boldsymbol{\tau}, \mathbf{n}$ – jednostkowe wektory odpowiednio styczny i normalny.

Uwzględniając zależności pomiędzy chwilową prędkością kątową ziarna ω_z i talerza ω_t oraz chwilową prędkością obrotową n_t talerza:

$$\omega_z = \zeta \cdot \omega_t = 2 \cdot \zeta \cdot \pi \cdot n_t, [\text{rad} \cdot \text{s}^{-1}] \quad (3)$$

po podstawieniu do wzoru (2) otrzymamy:

$$\mathbf{a}_z = \mathbf{a}_{zt} + \mathbf{a}_{zn} = \frac{dv_{zi}}{dt} \cdot \boldsymbol{\tau} + \frac{v_{zi}^2}{R_i} \cdot \mathbf{n} = R_i \cdot \varepsilon_z \cdot \boldsymbol{\tau} + (2 \cdot \zeta \cdot \pi \cdot n_t)^2 \cdot R_i \cdot \mathbf{n}, [\text{m} \cdot \text{s}^{-2}]. \quad (4)$$

Ponieważ prędkość obrotowa talerza jest stała ($n_t = \text{const.}$), to składowe styczne przyspieszenia talerza i ziarna są równe zero ($\mathbf{a}_t = 0$), a całkowite przyspieszenie ziarna jest równe składowej przyspieszenia normalnego ziarna, czyli:

$$\mathbf{a}_z = \mathbf{a}_{zn} = \frac{v_{zi}^2}{R_i} = (2 \cdot \zeta \cdot \pi \cdot n_t)^2 \cdot R_i, [\text{m} \cdot \text{s}^{-2}] \quad (5)$$

W celu zapewnienia ruchu ziarna na zewnątrz talerza siła odśrodkowa działająca na ziarno musi być większa od siły tarcia, czyli musi być spełniona nierówność:

$$F_o = m_z \cdot (2 \cdot \zeta \cdot \pi \cdot n_t)^2 \cdot R_i > F_t = F_g \cdot \mu = m_z \cdot g \cdot \mu, [\text{N}] \quad (6)$$

gdzie μ jest współczynnikiem tarcia statycznego granicznego ziarna o powierzchnię talerza. Na podstawie badań (Horabik i in. 2002) przyjęto najbardziej niekorzystny przypadek, dla którego współczynnik tarcia ziarna jest maksymalny i wynosi $\mu = 0,414 \pm 0,003$.

Po przemieszczeniu się ziarna na zewnątrz talerza na odległość odpowiadającej promieniowi $R_w = 0,5 \cdot D_w$ ziarno uderza w obudowę (warstwę ochronną) z przyspieszeniem a_R wynikającym z następujących zależności:

$$m_z \cdot a_R = F_0 - F_t, \text{ [N]} \quad (6a)$$

czyli:

$$m_z \cdot a_R = m_z \cdot 4 \cdot \zeta^2 \cdot \pi^2 \cdot n_t^2 \cdot R_w - m_z \cdot g \cdot \mu, \text{ [N]} \quad (6b)$$

stąd:

$$a_R = 4 \cdot \zeta^2 \cdot \pi^2 \cdot n_t^2 \cdot R_w - g \cdot \mu, \text{ [m} \cdot \text{s}^{-2}\text{]}. \quad (6c)$$

W chwili zderzenia ziarno posiada chwilową energię kinetyczną:

$$E_k = \frac{m_z \cdot v^2}{2} = \frac{m_z \cdot (\zeta \cdot \pi \cdot D \cdot n_t)^2}{2}, \text{ [J]}. \quad (7a)$$

gdzie v_R [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$] jest prędkością ziarna w chwili zderzenia:

$$\begin{aligned} v_R &= \sqrt{a_R \cdot R_w} = \sqrt{4 \cdot \zeta^2 \cdot \pi^2 \cdot n_t^2 \cdot R_w^2 - g \cdot \mu \cdot R_w} = \\ &= \sqrt{\zeta^2 \cdot \pi^2 \cdot n_t^2 \cdot D_w^2 - g \cdot \mu \cdot R_w}, \text{ [m} \cdot \text{s}^{-1}\text{]}. \end{aligned} \quad (7b)$$

W chwili zderzenia ziarno znajduje się w układzie odosobnionym, co oznacza, że wypadkowa sił jest równa zero. W takim przypadku możemy przyjąć, na podstawie doświadczenia wynikającego ze stosowanego materiału ochronnego oraz zasady zachowania pędu, współczynnik restytucji bliski jedności, co oznacza, że strata energii wynikająca ze zderzenia ziarna z warstwą ochronną jest pomijalnie mała. Przy takim założeniu, ziarno po odbiciu się od powłoki ochronnej na wysokości h i osiąga wysokość h_g , wynikającą z równości energii potencjalnej i kinetycznej ziarna, zatem:

$$E_k = \frac{m_z \cdot [(\zeta \cdot \pi \cdot D \cdot n_t)^2 - g \cdot \mu \cdot R_w]}{2} = E_p = m_z \cdot g \cdot h_g, \text{ [J]}, \quad (8a)$$

stąd:

$$n_t = \frac{\sqrt{2 \cdot g \cdot h_g + g \cdot \mu \cdot R_w}}{\pi \cdot \zeta \cdot D}, \text{ [s}^{-1}\text{]}. \quad (8b)$$

Po podstawieniu danych: $g = 9,81$ [$\text{m} \cdot \text{s}^{-2}$], $h_g = 0,28$ [m], $D = 0,78$ [m], $\zeta = 0,171$, do wzoru (8) otrzymano:

$$n_t = \frac{\sqrt{2 \cdot 9,81 \cdot 0,28 + 9,81 \cdot 0,414 \cdot 0,39}}{\pi \cdot 0,171 \cdot 0,78} = 6,34, [\text{s}^{-1}] \quad (9)$$

$$\text{lub } n_t = \frac{\sqrt{2 \cdot 9,81 \cdot 0,28 + 9,81 \cdot 0,414 \cdot 0,39}}{\pi \cdot 0,171 \cdot 0,78} \cdot 60 = 380, [\text{min}^{-1}]. \quad (10)$$

Do dalszych obliczeń przyjęto: $n_t = 6,34 [\text{s}^{-1}] = 380 [\text{min}^{-1}]$.

5. Wielkość kropli u wylotu z aplikatora i średnica rurki aplikatora

Przy założeniu ruchu grawitacyjnego kropli siłą, która odrywa kroplę od rurki aplikatora, jest jej ciężar ($F_g = m \cdot g$), zaś siłą, która utrzymuje kroplę u wylotu rurki, jest siła napięcia powierzchniowego błonki powierzchniowej kropli. Siła napięcia powierzchniowego skierowana do góry, w początkowej fazie narastania kropli, działa na zewnętrznym obwodzie rurki $2\pi r$, natomiast w momencie odrywania kropli, na nieco mniejszym obwodzie przewężenia $2\pi r_1$. Początkowo siła ciężaru narastającej kropli jest mniejsza od siły napięcia powierzchniowego ($F_N = 2\pi \cdot r \cdot \sigma$) i kropla utrzymuje się u wylotu rurki. W miarę powiększania rozmiarów kropli, ciężar jej staje się coraz większy, aż w pewnej chwili staje się równy sile napięcia powierzchniowego działającej na obwodzie przewężenia, wówczas następuje oderwanie się kropli. Warunek więc odrywania kropli wyraża równość obu sił:

$$F_N = F_g. \quad (11)$$

Po podstawieniu otrzymano:

$$2\pi r_1 \cdot \sigma = m \cdot g, \quad (12)$$

oraz po przekształceniu:

$$\sigma = \frac{m \cdot g}{2\pi \cdot r_1}, \quad (13)$$

gdzie:

σ – napięcie powierzchniowe cieczy [$\text{N} \cdot \text{m}^{-1}$],

m – masa kropli $3,5 \cdot 10^{-5}$ [kg],

g – przyspieszenie ziemskie,

r_1 – promień przewężenia odrywającej się kropli [m] (w przybliżeniu jest równy promieniowi wewnętrznej średnicy wylotu rurki, tzn. $r_1 \sim r$).

Ze wzoru (13) można wyznaczyć promień r :

$$r = \frac{m \cdot g}{2 \cdot \pi \cdot \sigma} \quad (14)$$

Po podstawieniu danych otrzymano:

$$r = \frac{3,5 \cdot 10^{-5} \cdot 9,81}{2\pi \cdot 72,75 \cdot 10^{-3}} = 0,000752, \text{ [m]}.$$

Czyli średnica wewnętrzna wylotu aplikatora powinna być równa średnicy kropli i wynosić: $D_r = 0,001503 \text{ [m]}$.

6. Prędkość obrotowa tarczy rozpylającej

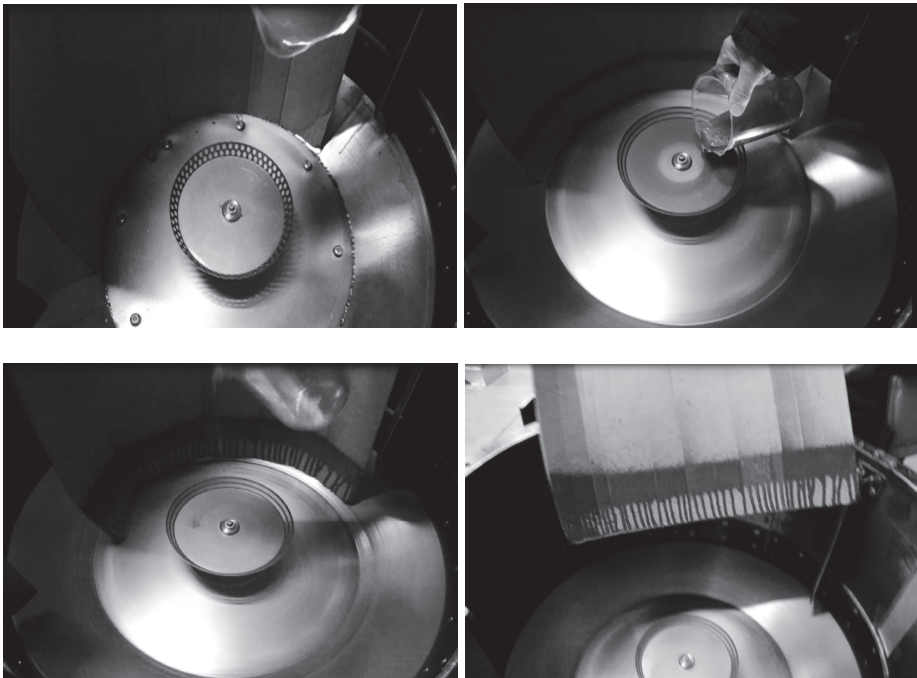
Na podstawie literatury stwierdzono, że dla określenia wielkości kropli uzyskiwanych przy rozpylaniu cieczy różnego typu rozpylaczami konieczna jest znajomość wielkości stałych, które mogą być określone tylko doświadczalnie (Gajtkowski 1977, Gajtkowski 1980). Podejmowano liczne próby opracowania wzorów, które brałyby pod uwagę fizyczny charakter zjawiska rozpylania, a w nim górne i dolne granice wielkości kropli. Zagadnienie to wywodzące się z rozkładu cieczy w procesie rozpylania wymaga znajomości wszystkich czynników powodujących rozdrobnienie cieczy oraz ich wzajemnej zależności. Jednak w chwili obecnej, ze względu na niepełną znajomość procesu tworzenia się kropli, wydaje się to nie do spełnienia.

Wskaźniki określające jakość rozpylenia cieczy obliczane są na podstawie wyników pomiarów wielkości kropli wytworzonych przez rozpylacze. Wśród czynników określających jakość rozpylenia cieczy wymienić można (Gajtkowski 1980):

- średnie średnice kropli,
- rozrzut względny kropli,
- stopień jednorodności rozpylenia,
- charakterystyczna liczba rozpylacza,
- wskaźnik agrotechnicznej przydatności rozpylacza.

Wzory, które znaleźć można w literaturze określające wielkość kropli wytworzonych z rozpylaczy rotacyjnych mają ograniczone zastosowania ze względu na wartości stałe ściśle związane z konstrukcją badanego rozpylacza (Gajtkowski 1977, Gajtkowski 1980). Z teorii rozpy-

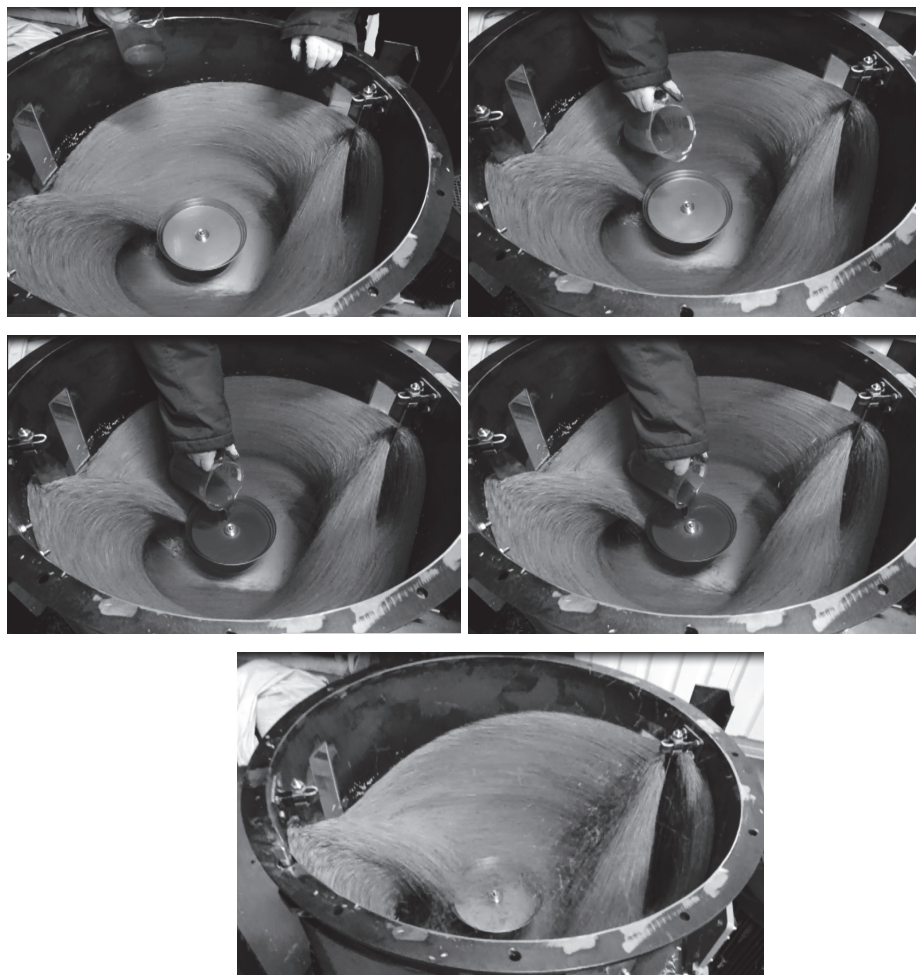
lenia wiadomo, że tarcze płaskie charakteryzują się najbardziej jednolitym rozpyleniem przy optymalnym dopływie cieczy. W przypadku, gdy rozpylacz stanowi tarczę płaską z zagiętą krawędzią rozpylającą wytwarza krople na zewnętrznej powierzchni cylindrycznej, stwarzając lepsze warunki rozpylania cieczy. Brak teorii rozpylenia cieczy tego typu rozpylaczami uniemożliwia obliczenie średnicy otworów rozpylających. Badania Autorów przeprowadzone w firmie AGRALEX nad wpływem otworów rozpylających na jakość pracy tarczy rozpylającej wykazały, że najkorzystniej byłoby otwory rozmieścić na dwóch okręgach o różnej średnicy oraz obróconych względem siebie o pewien kąt (rys. 3).



Rys. 3. Rozpylanie zaprawy na ekran
Fig. 3. Atomizing of the mortar on screen

Powinno to spowodować lepsze rozdrobnienie kropli z zaprawą oraz powinno pozwolić na uzyskanie większego kąta odbicia zaprawy, a co z tym się wiąże większą jednorodność rozpylenia i rozrzut kropli (rys. 3).

W trakcie badań eksperymentalnym możliwa była obserwacja zjawiska podnoszenia się strumienia ziarna po podaniu zaprawy. Kolejne fazy tego procesu przedstawiono na rysunku 4.



Rys. 4. Zjawisko podnoszenia się strumienia ziarna po podaniu zaprawy
Fig. 4. The phenomenon of rising stream of grains after administration seasonings

W celu poprawnego zaprawiania ziarna zaprawą cieczową w końcowej fazie zaprawiania kropla musi zostać rozbita na drobne kro-

ple, które tworzą mgłę. Rozpylanie cieczy jest to rozpad cieczy na krople w następstwie działania sił: ciśnieniowych, napięcia powierzchniowego i aerodynamicznych (Wachowiak 2005, Kowalik 2012, Zbrożek i in. 2009, Ochowiak 2009, Orzechowski i in. 1991).

Obecnie nie istnieje ogólna teoria rozpylania cieczy, a zwłaszcza brakuje odpowiedzi na zasadnicze pytanie, jakie średnice kropeł można uzyskać w danych warunkach. Wynika to z bardzo złożonego charakteru powstawania kropeł. Przy rozpadzie cieczy na krople decydują takie zjawiska jak: powstawanie fal na powierzchni cieczy, narastanie ich amplitudy oraz utrata ich stateczności wskutek oddziaływań wewnętrznych zachodzących w samym rozpylaczu i zewnętrznych związanych z oddziaływaniem czynników środowiska zewnętrznego. Rozpad cieczy następuje pod wpływem tych fal, których amplitudy najbardziej narastają w czasie. Taki przebieg jest typowy tylko dla małych prędkości wypływu cieczy.

Krople uformowane w trakcie rozpylania mogą ulegać dalszemu rozpadowi w wyniku działania sił aerodynamicznych, które powstają wskutek dużej prędkości względnej pomiędzy kroplami i powietrzem. Mechanizm tego wtórnego rozpadu kropeł polega na rosnącej deformacji kropli, tj.: spłaszczeniu, wyobleniu i uformowaniu powłoki, co prowadzi do rozpadu powłoki na dużą liczbę małych kropeł.

Zgodnie z literaturą (Roguski i in. 2012, Wachowiak 2005, Kowalik 2012, Zbrożek i in. 2009, Ochowiak 2009, Orzechowski i in. 1991, Broniarz-Press i in. 2013) przebieg rozpadu błony cieczy, tak jak przebieg rozpadu strugi, zależy głównie od prędkości wypływu cieczy z rozpylacza. Zjawiskiem wspólnym dla każdego z tych przebiegów jest utrata stateczności strug, bowiem błona rozpada się na strugi, a następnie na krople. Można wyodrębnić trzy charakterystyczne przebiegi rozpadu błon w zależności od prędkości wypływu cieczy z rozpylacza wirowego. Przy prędkości do kilku metrów na sekundę błona zmniejsza swoją grubość od kierunku wypływu i w określonym momencie zaczyna pękać tworząc otwory – perforacje. Przy większych prędkościach wypływu ujawniają się coraz wyraźniej zjawiska falowe powodując charakterystyczny rozpad błony. Przy dalszym wzroście prędkości wypływu (powyżej kilkudziesięciu [m/s]) maleje długość fal, a rośnie ich amplituda powodując tym samym właściwe rozpylanie. Zgodnie z tym przyjęto prędkość początkową kropli $v_0 = 20$ [m·s⁻¹]. Następnie z zależności na początkową prędkość kropli opuszczającej tarczę rozpylającą:

$$v_o = \zeta \cdot \pi \cdot d \cdot n_3, [\text{m} \cdot \text{s}^{-1}] \quad (15)$$

można obliczyć wymaganą prędkość obrotową wrzeciona:

$$n_3 = \frac{v_o}{\zeta \cdot \pi \cdot d}, [\text{s}^{-1}]. \quad (16a)$$

Podstawiając dane: średnica tarczy rozpylającej $d_t = 0,22$ [m], prędkość początkowa kropli $v_o = 20$ [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$] i $\zeta = 0,9$ (ze względu na wykonane perforacje tarczy), otrzymano:

$$n_3 = \frac{v_o}{\zeta \cdot \pi \cdot d} = \frac{20}{0,9 \cdot \pi \cdot 0,22} = 32,15, [\text{s}^{-1}] = 1929 [\text{min}^{-1}]. \quad (16b)$$

Przyjęto prędkość obrotową tarczy rozpylającej równą $n_3 = 31,67$ [s^{-1}] = 1900 [min^{-1}].

7. Wielkość kropli opuszczającej tarczę

Mechanizm tego wtórnego rozpadu kropel polega na rosnącej deformacji kropli, tj.: spłaszczeniu, wyobleniu i uformowaniu powłoki, co prowadzi do rozpadu powłoki na dużą liczbę małych kropel. Dzieje się tak przy przekroczeniu krytycznej liczby Webera, czyli dla $We > We_{kr}$. Wartość We_{kr} wynika z badań eksperymentalnych i jest najczęściej przyjmowana w zakresie $We_{kr} = 10 \div 14$.

Liczba Webera wyraża stosunek sił dynamicznych otoczenia do sił napięcia powierzchniowego, czyli:

$$We = \frac{\rho \cdot v^2 \cdot d}{\sigma}, \quad (17)$$

gdzie:

ρ – gęstość cieczy [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$],

v – prędkość cieczy (kropli) na wylocie, czyli prędkość względna między kroplą i powietrzem [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$],

d – średnica kropli [m],

σ – napięcie powierzchniowe cieczy [$\text{N} \cdot \text{m}^{-1}$].

Po przekształceniu wzoru (17) oraz podstawieniu danych: napięcie powierzchniowe przyjęto jak dla wody w temperaturze 20°C, $\sigma = 72,75 \cdot 10^{-3}$ [$\text{N} \cdot \text{m}^{-1}$], gęstość cieczy jak dla wody $\rho \approx 1000$ [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$], war-

tość liczby Webera $We = 10$ i prędkość kropli $v_0 = 20 \text{ [m}\cdot\text{s}^{-1}]$, średnicę kropli można obliczyć ze wzoru:

$$d = \frac{We \cdot \sigma}{\rho \cdot v^2}, \quad (18)$$

po podstawieniu danych otrzymano:

$$d = \frac{10 \cdot 72,75 \cdot 10^{-3}}{1 \cdot 10^3 \cdot 20^2} = 0,0000018 \text{ [m]} = 1,8 \text{ [\mu m]}.$$

Średnica kropli opuszczającej tarczę rozpylającą wynosi $d = 1,8 \text{ [\mu m]}$. Czyli wymagany warunek wielkości kropli $d < 20 \text{ [\mu m]}$ został spełniony. Osiągnięto dzięki temu nowatorskie rozwiązanie, pozwalające z dużą dokładnością pokrywać ziarno zaprawą.

8. Podsumowanie

W nowatorskich rozwiązaniach dotyczących nowej generacji zaprawiarce porcjowej do ziaren zbóż zastosowano ekoinnovazione konstrukcyjne. Pozwalają one na uzyskanie np.: odpowiednio rozdrobionych kropli zaprawy (mgiełki), pozwala to na uzyskanie większego kąta odbicia zaprawy, a co z tym się wiąże większej jednorodności rozpylenia i rozrzut kropli. Nasiona ze zbiornika ważącego spadać będą na wirujący talerz. Dzięki sile odśrodkowej nasiona w komorze odrzucają się na ścianę nieruchomego cylindra i ponownie spadają na talerz. Na każdą chwilową powierzchnię nasion będących w ruchu (tworzących jednocześnie w osi wirującego talerza komory ruchomy lej) rozpylana jest odpowiednia dawka zaprawy. Wielokrotna powtarzalność tej operacji zapewni uzyskanie wymaganego stopnia wymieszania i pokrycia.

Ważnym elementem wpływającym na wydajność zaprawiania ziarna są również parametry pracy rozpylacza w nowej generacji zaprawiarce porcjowej do ziaren zbóż. Uzyskane wyniki obliczeń analitycznych oraz badań eksperymentalnych wskazują na poprawność wykonanych obliczeń. Badania eksperymentalne umożliwiły obserwację kolejnych faz zjawiska podnoszenia się strumienia ziarna po podaniu zaprawy w komorze zaprawiania maszyny.

Wyniki prezentowane w niniejszej pracy realizowano w ramach jako projekt Nr 227418 pt. "Zaprawiarka nowej generacji z systemem sterowania i diagnostyki z wykorzystaniem transmitowanych danych siecią internetową" w ramach programu INNOTECH, Działania 1.5 Projekty systemowe Narodowego Centrum Badań i Rozwoju, współfinansowany ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka 2007-2013.

Literatura

- Baran, J., Ryszko, A (2013). Opracowywanie i wdrażanie ekoinnowacji technicznych a ekoprojektowanie – integracja procesów i wskazówki metodyczne ich realizacji. *Innowacje w zarządzaniu i inżynierii produkcji*, 34-46.
- Bernacki, H., Hamman, J., Kanafojski, Cz. (1967). *Teoria i konstrukcja maszyn rolniczych*. Warszawa: PWRiL.
- Bohdal, Ł., Kułakowska, A., Patyk, R. (2014). Analysis of slitting of aluminium body panels in the aspect of scrap reduction. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 16, 105-114.
- Bohdal, L., Kukielka, L., Kukielka, K., Kulakowska, A., Malag, L., Patyk, R. (2014). Three Dimensional Finite Element Simulation of Sheet Metal Blanking Process. *Applied Mechanics and Materials*, 474, 430-435.
- Bohdal, L., Kulakowska, A., Patyk, R., Kulakowski, M. (2016). Numerical Investigations of the Effect of Process Parameters on Residual Stresses, Strains and Quality of Final Product in Blanking Using SPH Method. *Novel Trends in Production Devices and Systems, "Materials Science Forum"* (in press)
- Broniarz-Press, L., Ochowiak, M., Włodarczyk, S., Markuszewska, M. (2013). Analiza współczynnika wpływu cieczy dla rozpylaczy wirowych o różnych kształtach otworu wylotowego, *Inż. Ap. Chem.*, 52(5), 403-404.
- Dietrich, M. (1999). *Podstawy konstrukcji maszyn*. Tom 3, Warszawa: WNT.
- Gajtkowski, A. (1977). Wpływ parametrów rozpylaczy w postaci wirujących tarcz na jakość rozpylenia cieczy stosowanych w ochronie roślin. *Rozprawa doktorska. AR Poznań, Promotor: Prof. dr hab. inż. Tadeusz Sęk*.
- Gajtkowski, A. (1980). Wpływ parametrów rozpylaczy rotacyjnych na jakość rozpylenia cieczy. *Roczniki Nauk Rolniczych, Seria C, Technika Rolnicza*, 74(3), 59-73.
- Horabik, J., Rusinek, R., Molenda, M., Stasiak, M. (2002). Wpływ wybranych parametrów na właściwości cierne ziarna zbóż. *Acta Sci. Pol., Technica Agraria*, 1(2), 81-87.

- Kowalik, W. (2012). Określenie dynamiki znoszenia rozpylanej cieczy za pomocą równania rosina-rammlera. *Acta Sci. Pol., Technica Agraria*, 11(1-2), 3-11.
- Kukielka, L., Kulakowska, A., Patyk, R. (2010). Numerical modeling and simulation of the movable contact tool-worpiece and application in technological processes. *Journal of Systemics, Cybernetics and Informatics*, 8/3, 36-41.
- Kukielka, L. (2001). Mathematical modelling and numerical simulation of non-linear deformation of the asperity in the burnishing cold rolling operation. *Computational Methods in Contact Mechanics V Book Series: Computational and experimental methods*, 317-326.
- Kukielka, K., Kukielka, L. (2013). External thread rolling head. *The polish patent No PL402652-A1, PL220175-B1*, (in polish)
- Kukielka, L., Kustra, J., Kukielka, K. (2005). Numerical analysis of states of strain and stress of material during machining with a single abrasive grain. *Computer Methods and Experimental Measurements for Surface Effects and Contact Mechanics VII, WITPRESS. Southampton-Boston*, 57-66.
- Kukielka, L., Kustra, J. (2003). Numerical analysis of thermal phenomena and deformations in processing zone in the centerless continuous grinding process. *Computer Methods and Experimental Measurements for Surface treatments Effects VI, WITPRESS. Southampton-Boston*, 7, 109-118.
- Kukielka, L., Szczesniak, M., Patyk, R., Kulakowska, A., Kukielka, K., Patyk, S., Gotowała, K. Kozak, D. (2016). Analysis the states of deformation and stress in the surface layer of the product after the burnishing cold rolling operation. *Novel Trends in Production Devices and Systems, "Materials Science Forum"* (in press).
- Kulakowska, A., Kulakowski, M., Bohdal, L., Patyk, R. (2016). Aspects of Burnishing Rolling Process of the Surface Prepared in Different Previous Treatments. *Novel Trends in Production Devices and Systems, "Materials Science Forum"* (in press)
- Kulakowska, A., Kukielka, L. (2008). Numerical analysis and experimental researches of burnishing rolling process with taking into account deviations in the surface asperities outline after previous treatment. *Steel Research International*, 2, 42-48.
- Kulakowska, A. (2012). Experimental researches of burnishing rolling process of regular surface asperities prepared in turning process. In: *Steel Research International, Special Edition: 14th International Conference on Metal Forming*, 127-131.
- Kulakowska, A., Kukielka, L., Kukielka, K., Patyk, R., Malag, L., Bohdal, L. (2014). Possibility of Steering of Product Surface Layers Properties in Burnishing Rolling Process. *Applied Mechanics and Materials*, 474, 442-447.

- Kulakowska, A., Patyk, R., Bohdal, L., (2014). Zastosowanie obróbki nagniataniem w tworzeniu ekologicznego produktu. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 16, 323-335.
- Kukielka, L., Kukielka, K., Kulakowska, A., Patyk, R., Malag, L., Bohdal, L. (2014). Incremental Modelling and Numerical Solution of the Contact Problem between Movable Elastic and Elastic/Visco-Plastic Bodies and Application in the Technological Processes. *Applied Mechanics and Materials*, 474, 159-165.
- Kukielka, K., Kukielka, L., Bohdal, L., Kulakowska, A., Malag, L., Patyk, R. (2014). 3D Numerical Analysis the State of Elastic/Visco-Plastic Strain in the External Round Thread Rolled on Cold. *Applied Mechanics and Materials*, 474, 436-441.
- Kukielka, L., Geleta, K., Kukielka, K., (2012). Modelling of Initial and Boundary Problems with Geometrical and Physical Nonlinearity and its Application in Burnishing Processes. In: *Steel Research International. Special Edition: 14th International Conference Metal Forming*, 1375-1378.
- Kukielka, L., Kulakowska, A., Kukielka, K., (2015). *Sprawozdanie merytoryczne z realizacji zadania nr 2 projektu Innotech pt: "Zaprawiarka nowej generacji z systemem sterowania i diagnostyki z wykorzystaniem transmitowanych danych siecią internetową". Temat zadania: Wariantowe obliczenia wyjściowych wskaźników technicznych i parametrów pracy układów napędowych, roboczych i nośnego automatycznej wirowej zaprawiarki porcjowej.* Nr umowy INNOTECH-K3/IN3/23/227418/NCBR/14 (niepublikowane).
- Kurmaz, L., Kurmaz, O. (2011). *Podstawy konstruowania węzłów i części maszyn*, Kielce: Politechnika Świętokrzyska.
- Malag, L., Kukielka, L., Kukielka, K., Kulakowska, A., Bohdal, L., Patyk, R. (2014). Problems Determining of the Mechanical Properties of Metallic Materials from the Tensile Test in the Aspect of Numerical Calculations of the Technological Processes. *Applied Mechanics and Materials*, 474, 454-459.
- Myslinski, P., Precht, W., Kukielka, L., et al. (2004). A possibility of application of MTDIL to the residual stresses analysis – The hard coating-substrate system. *Journal of Thermal Analysis And Calorimetry*, 77(1), 253-258.
- Ochowiak, M. (2012). Koncepcja atomizera pęcherzykowo-wirowego z analizą oporów przepływu. *Inż. Ap. Chem.*, 51(6), 360-361.
- Orzechowski, Z., Prywer J. (1991). *Rozpylanie cieczy*. Warszawa: WNT.
- Patyk, R., Bohdal, L., Kulakowska, A. (2016). Study the Possibility of Controlling the Magnitude and Distribution Of Residual Stress in the Surface Layer of The Product After The Process Double Duplex Burnishing. *Novel Trends in Production Devices and Systems, "Materials Science Forum"* (in press).

- Patyk, R., Kulakowska, A., Bohdal, L. (2014). Ekologiczne, ekonomiczne i eksploatacyjne aspekty stosowania obróbki nagniataniem. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 16, 351-362.
- Patyk, R., Kukielka, L., Kukielka, K., Kulakowska, A., Malag, L., Bohdal, L. (2014). Numerical Study of the Influence of Surface Regular Asperities Prepared in Previous Treatment by Embossing Process on the Object Surface Layer State after Burnishing. *Applied Mechanics and Materials*, 474, 448-453.
- Roguski, J., Zbrożek, P., Czerwienko, D. (2012). *Wybrane aspekty stosowania w obiektach budowlanych urządzeń gaśniczych na mgłę wodną*. Monografie CNBOP, Józefów: Państwowy Instytut Badawczy.
- Wachowiak, M. (2005). Technika stosowania środków ochrony roślin w uprawie ziemniaka, *Ziemniak Polski*, 3, 26-30.
- Zbrożek, P., Prasula, J. (2009). Wpływ wielkości średnic kropli mgły wodnej na efektywność tłumienia pożarów i chłodzenie, *Badania i Rozwój*, 3.

Ecoinnovative Construction Solution and Working Parameters of the Atomizer in the New Generation of Seed Pickling Machine

Abstract

The aim of the article is to present innovative design and operating parameters of aerosol in the next generation of seed pickling machine. In this paper, the main emphasis is on dressing chamber, which takes place mortar on the exact application and the process of grinding the seeds drop of mortar in order to obtain mist. The chamber is constructed of a stationary cylinder having a vertical axis and rotating the bottom plate shape. The axis of the plate and cylinder mounted rotating disc spray liquid. Seeds from a tank weighing shall fall on a rotating plate which has the appropriate holes. By centrifugal force in the chamber seeds are thrown on the wall stationary cylinder and then fall to the plate. For each instantaneous seed surface in motion (at the same time forming the axis of the rotating plate of the chamber movable funnel) is sprayed suitable dosage mortar. Multiple repetition of this operation will ensure to obtain the required degree of mixing and coverage.

Streszczenie

Celem artykułu jest przedstawienie ekoinnowacyjnych rozwiązań konstrukcyjnych oraz parametrów pracy rozpylacza w nowej generacji zaprawiarce porcjowej do ziaren zbóż. W niniejszej pracy główny nacisk położono na komorę zaprawiania, w której odbywa się dokładne nanoszenie zaprawy na nasiona oraz proces rozdrabniania kropli zaprawy w celu uzyskania mgiełki. Komorę zbudowano z nieruchomego cylindra o osi pionowej oraz wirującego dna w kształcie talerza. W osi talerza i cylindra zamontowano wirującą tarczę rozpylającą ciecz. Nasiona ze zbiornika ważącego spadać będą na wirujący talerz. Dzięki sile odśrodkowej nasiona w komorze odrzucane są na ścianę nieruchomego cylindra i ponownie spadają na talerz. Na każdą chwilową powierzchnię nasion będących w ruchu (tworzących jednocześnie w osi wirującego talerza komory ruchomy lej) rozpylana jest odpowiednia dawka zaprawy. Wielokrotna powtarzalność tej operacji zapewni uzyskanie wymaganego stopnia wymieszania i pokrycia.

Słowa kluczowe:

zaprawianie zbóż, ekoinnowacyjność, zaprawiarka

Keywords:

seed pickling, eco-innovative, seed pickling machine



Środowiskowe aspekty wydobycia ropy niekonwencjonalnej

Barbara Uliasz-Misiak
AGH Akademia Górniczo-Hutnicza

1. Wstęp

Akumulacje ropy naftowej mogą występować w postaci złóż konwencjonalnych (ograniczonych do pułapek) lub niekonwencjonalnych o szerokim rozprzestrzenieniu. Występują one w słabo przepuszczalnych skałach, które w wielu przypadkach są równocześnie skałą macierzystą i zbiornikową (Schmoker 1995, Law & Curtis 2002).

Do niekonwencjonalnych złóż ropy naftowej zalicza się złoża: ciężkiej ropy (*heavy oil*), piasków bitumicznych (*tar sand*), łupków bitumicznych (*oil shale*), ropy naftowej zamkniętej (*tight oil*) i złoża bardzo głębokie (*ultra deep oil*). Ze względu na właściwości petrofizyczne skał i właściwości fizyko-chemiczne ropy nie może być ona produkowana przy zastosowaniu tradycyjnej technologii (Gordon 2012).

Złoża ropy niekonwencjonalnej występują w wielu miejscach na świecie. Ich zasoby stanowią 2/3 światowych zasobów ropy naftowej. W miarę rozwoju technologii eksploatacji, ropa ze złóż niekonwencjonalnych może być konkurencyjna dla ropy ze złóż konwencjonalnych. W ostatnich latach obserwuje się wzrost zainteresowania tymi złożami wyrażający się poprzez prace mające na celu dokładniejsze rozpoznawanie tych złóż i opracowanie nowych technologii wydobycia (Aguilera & Radetzki 2015). Czynniki mogące ograniczać wzrost wydobycia ropy naftowej z niekonwencjonalnych złóż to oprócz techniki i technologii wydobycia, regulacje prawne i ekonomiczne, a przede wszystkim aspekty środowiskowe.

2. Metody eksploatacji i zasoby ropy zamkniętej i ropy ciężkiej

Technologie stosowane do eksploatacji niekonwencjonalnych złóż ropy, ze względu na właściwości skał, w których ropa jest zakumulowana są bardziej skomplikowane, niż w przypadku złóż konwencjonalnych. Do eksploatacji ropy niekonwencjonalnej stosowane są różne techniki: górnicze (podziemne, odkrywkowe i otworowe) oraz zaawansowane metody eksploatacji ropy naftowej. Spośród zaawansowanych metod eksploatacji wykorzystywane są metody termiczne (np. zatłaczanie pary wodnej, spalanie wewnątrzpokładowe), chemiczne oraz chemiczno-termiczne (np. zatłaczanie dwutlenku węgla lub rozpuszczalników) (<http://www.usaee.org/usaee2009/submissions/presentations/Eulderink.pdf>).

Złoża ropy zamkniętej są to nagromadzenia ropy w skałach osadowych (łupkowych, piaskowcach, wapieniach, dolomitach) o niskiej przepuszczalności i porowatości. W celu wydobycia tej ropy konieczne jest wytworzenie sztucznych szczelin. Światowe zasoby wydobywalne ropy z łupków, na poziomie 54,8 mld m³, oszacowano dla 41 państw. Największe zasoby wydobywane zlokalizowane są na obszarze Rosji 11,9 mld m³, USA ma zasoby drugie co do wielkości rzędu 9,2 mld m³ ropy. Ropę zamkniętą eksploatują trzy kraje: USA, Kanada i Brazylia (EIA 2013, <http://www.eia.gov/todayinenergy/detail.cfm?id=19991>).

Złoża ciężkiej ropy zawierają ropę naftową o dużej gęstości (933-999 kg/m³) i o wysokiej lepkości (powyżej 0,1 Pa·s). Ropa ta zawiera parafiny i asfalteny (do 50%), siarkę oraz metale ciężkie takie jak: wanad i nikiel. Ze względu na właściwości fizykochemiczne ciężka ropa ma mniejszą mobilność w stosunku do konwencjonalnej ropy naftowej. Dlatego do jej eksploatacji stosuje się metody zmniejszające jej lepkość: metody termiczne (m.in. zatłaczanie pary wodnej, spalanie w złożu) lub chemiczne (m.in. wtłaczanie gazowych rozpuszczalników). Złoża ropy ciężkiej zawierają około 45% zasobów ropy na świecie. Całkowite rozpoznane zasoby tej ropy wynoszą około 477-636 mld m³, zasoby wydobywalne 68,4 mld m³ ropy. Większość zasobów ciężkiej ropy zlokalizowanych jest w Ameryce Południowej 42,3 mld m³, na Bliskim Wschodzie 12,4 mld m³ i w Ameryce Północnej – 5,6 mld m³ (Meyer i in. 2007, Smichtt 2005).

3. Wpływ wydobycia ropy zamkniętej i ropy ciężkiej na środowisko

Metody eksploatacji ropy niekonwencjonalnej w różnym stopniu mogą wpływać na środowisko. Ich wpływ na środowisko wynika z następujących powodów: dużego zapotrzebowania na wodę, zajęcia znacznego obszaru pod wiertnię i urządzenia eksploatacyjne, emisji do atmosfery zanieczyszczeń oraz hałasu, zanieczyszczenia wód i gleb, trzęsień Ziemi wywołanych przez hydrauliczne szczelinowanie lub zatłaczanie płynu po szczelinowaniu i wpływu na różnorodność biologiczną.

3.1. Wpływ eksploatacji ropy zamkniętej na środowisko

Ropa zamknięta jest zgromadzona w piaskowcach, łupkach i wapieniach o małej porowatości i niskiej przepuszczalności. Do jej wydobycia konieczne jest stosowanie odwiertów o długim odcinku poziomym, w których wykonano zabiegi hydraulicznego szczelinowania (utworzenie szczelin umożliwiających przepływ ropy).

Eksploatacja ropy zamkniętej może stanowić zagrożenie dla: powierzchni terenu, wód podziemnych i powierzchniowych oraz atmosfery. Zagrożenia te wynikają z dużej liczby odwiertów, jaka jest stosowana do eksploatacji tej ropy oraz z konieczności stosowania wieloetapowych zabiegów hydraulicznego szczelinowania (Altmann i in. 2011).

Zapotrzebowanie na wodę

Duże zapotrzebowanie na wodę przy udostępnianiu (przygotowaniu do wydobycia) złóż ropy zamkniętej wiąże się z koniecznością wykonywania wieloetapowego hydraulicznego szczelinowania odwiertów. Na wiercenie pionowego, głębokiego otworu zużywa się około 30 m³ wody na dobę (zwykle wiercenie trwa kilka tygodni). Ponadto, na metr bieżący wierconego otworu zużywa się 180-220 litrów płuczki. Dużo większe ilości wody (kilkanaście tysięcy m³) zużywane są do hydraulicznego szczelinowania. Do tych zabiegów w odwiertach udostępniających ropę w łupkach w basenach Eagle Ford i Frontier/Niobara zużywa się rzędu 12 500-23 000 m³ wody na odwiert. Większość wody (ponad 90%) wykorzystywana jest do sporządzania płynów szczelinujących (Matthew & Mantell 2011, Woźnicka & Koniecznyńska 2014). Ponadto, zabieg hydraulicznego szczelinowania wymaga pozyskania znacznych ilości wody w krótkim przedziale czasu, co wiąże się ze znacznym poborem wód

w krótkim czasie. Część wody (około 5-30%) wraca na powierzchnię jako płyn pozabiegowy. W basenie Eagle Ford na 1000 m³ płynnych węglowodorów wydobywane jest 0,17-0,84 m³ wody (Matthew & Mantell 2011). Poważny problem stanowi zagospodarowanie znacznych ilości płynu zwrotnego, który po oczyszczeniu może być zrzucany do cieków powierzchniowych lub zatłaczany do górotworu.

Użytkowanie terenu

Powierzchnia obszaru zajmowanego przy prowadzeniu wierceń, przy poszukiwaniu złóż węglowodorów w łupkach, wynosi zwykle od 0,5 do 4 ha (Altmann i in. 2011). W pojedynczej lokalizacji jest wiercone kilkanaście otworów, w siatce co kilka metrów. Teren, na którym znajdują się: odwierty, zbiorniki na płyny technologiczne, infrastruktura drogowa jest czasowo wyłączony z użytkowania. Do prowadzenia eksploatacji niezbędna jest mniejsza powierzchnia, niż w przypadku prac wiertniczych. Obszar ograniczony jest do otoczenia głowic otworów eksploatacyjnych, gdzie znajdują się zbiorniki na płyny złożowe oraz infrastruktura transportowa. Pozostały teren może zostać przywrócony do poprzedniego sposobu użytkowania.

Emisja do atmosfery

W trakcie wiercenia, udostępniania i eksploatacji ropy z łupków do atmosfery emitowany jest hałas związany głównie z pracą agregatów prądotwórczych, silników napędowych urządzenia wiertniczego, pomp płuczkowych, sit wibracyjnych oraz z transportem.

Pyły i gazy mogą być emitowane do atmosfery z agregatów prądotwórczych, silników i pomp tłoczących, z wiertni, urządzeń eksploatacyjnych, przesyłowych. Transport kołowy jest źródłem emisji zanieczyszczeń pyłowych i gazowych, w tym lotnych związków organicznych. Emisja szkodliwych substancji może również pochodzić z odparowywania płynów technologicznych (w tym płynu po szczelinowaniu).

Do najważniejszych zanieczyszczeń emitowanych do atmosfery przy eksploatacji ropy zamkniętej zaliczamy: metan, organiczne związki lotne, NO_x, dwutlenek siarki i inne zanieczyszczenia (Altmann i in. 2011).

Oddziaływanie na wody podziemne i powierzchniowe oraz gleby

Wody, zarówno podziemne jak i powierzchniowe, mogą być zanieczyszczane substancjami chemicznymi pochodzącymi z zabiegu hydraulicznego szczelinowania lub z wód złożowych.

Płyn szczelinujący sporządzany jest na bazie wody (ok. 99,5%), do której są dodawane dodatki chemiczne, mające za zadanie zoptymalizowanie procesu szczelinowania oraz substancje bakteriobójcze, zapobiegające korozji oraz żelujące (Matthew & Mantell 2011). Drugim źródłem zanieczyszczeń wód mogą być wody złożowe wydobywane na powierzchnię, które mogą zawierać składniki szkodliwe, np. metale ciężkie (rtęć lub arsen) lub radioaktywne.

Zanieczyszczenia mogą dostać się do wód oraz gleb i gruntów w wyniku wypadków drogowych, awarii rurociągów, uszkodzenia zbiorników, kompresorów i innych urządzeń. Szczególnie groźne mogą być niekontrolowane wycieki płynu szczelinującego lub płynu po szczelinowaniu przez uszkodzenia w kamieniu cementowym lub orurowaniu, lub szczeliny sztuczne lub naturalne. Zanieczyszczenie wód możliwe jest na skutek migracji płynu szczelinującego lub płynu po zabiegu szczelinowania w strefę przyotworową lub infiltracja z powierzchni terenu i spływ powierzchniowy płynu magazynowanego w zbiornikach.

Prace wiertnicze i eksploatacyjne mogą doprowadzić do degradacji warstwy gleby oraz kompaktacji warstw podglebia pod wpływem długotrwałego obciążenia. Awaryjne wycieki płynów technologicznych, paliw oraz olejów i smarów mogą doprowadzić do zanieczyszczenia gleb.

3.2. Wpływ eksploatacji ciężkiej ropy na środowisko

Ciężka ropa ze względu na swoją dużą gęstość i lepkość jest eksploatowana przy użyciu zaawansowanych metod wydobycia, głównie chemicznych i termicznych, rzadziej jest stosowane zatłaczanie gazów. Metody te mają duży i zróżnicowany wpływ na środowisko. Wspólną cechą tych metod jest duże zapotrzebowanie na wodę i negatywne oddziaływanie na atmosferę i wody.

Zapotrzebowanie na wodę

Przy stosowaniu zaawansowanych metod wydobycia ropy zużywa się znacznie większe ilości wody niż przy wydobyciu metodami pierwszymi i wtórnymi. Również wymagania, co do jakości stosowanej wody są większe niż w przypadku wody używanej do nawadniania złóż (metody wtórne) (Veil & Quinn 2008).

Przy zatłaczaniu pary wodnej i gorącej wody, woda wykorzystywana jest do sporządzania pary i gorącej wody, hydraulicznego szczelinowania oraz chłodzenia urządzeń. Przy zatłaczaniu pary i gorącej wody,

w zależności od metody zużywa się około 1-6 m³ wody na 1 m³ wydobytej ropy (Gleick 1994, Veil & Quinn 2008). Przy spalaniu ropy *in-situ* zużywana jest mniejsza ilość wody około 0,5 m³ na 1 m³ ropy. Metody chemiczne (zatłaczanie polimerów lub innych substancji) zużywają bardzo zróżnicowane ilości wody od 3,9 do 340 m³ wody na 1 m³ wydobytej ropy (Abu El Ela 2012, Gleick 1994).

Użytkowanie terenu

W przypadku poszukiwań i eksploatacji złóż ropy ciężkiej obszar zajęty przez odpowiednią infrastrukturę jest niewielki, podobny jak w przypadku złóż konwencjonalnych. Dodatkowe urządzenia do zastosowania metod zaawansowanych są stosunkowo małe, nawet w przypadku dużych inwestycji. W niektórych przypadkach dostarczanie dużych ilości substancji do zatłaczania wymaga zbudowania nowego rurociągu. Niekiedy może być konieczność wykonania dodatkowych otworów lub rekonstrukcja starych. Jednak nie powoduje to wyłączenia z użytkowania dużych obszarów (OTA 1978).

Emisja do atmosfery

Wielkość emisji zanieczyszczeń pyłowych i gazowych do atmosfery jest zależna od rodzaju stosowanych metod. Metody chemiczne i zatłaczania gazów, mogą powodować zanieczyszczenie powietrza. Podczas gdy metody termalne zawsze wiążą się z emisją zanieczyszczeń do atmosfery.

Para lub gorąca woda zatłaczana do złoża ciężkiej ropy jest przygotowywana na złożu w generatorach, w których spalana jest najczęściej ropa. W wyniku spalania emitowany jest dwutlenek siarki, tlenki azotu, węglowodory, tlenek węgla, dwutlenek węgla, i inne produkty spalania. Ze spalania *in-situ* emitowane są te same zanieczyszczenia, jak z generatorów. Ponadto może być emitowany siarkowodór, który może ulatniać się ze sprężarek oraz inne zanieczyszczenia, które zależą od składu skał, właściwości fizyko-chemicznych ropy i sposobu spalania (OTA 1978).

Przy eksploatacji ropy ciężkiej emisja hałasu do atmosfery związana z działaniem kompresorów i innych urządzeń może być uciążliwa i długotrwała. Duża, ale krótkotrwała uciążliwość wiąże się z zabiegami szczelinowania lub zatłaczaniem pary (OTA 1978).

Oddziaływanie na wody podziemne i powierzchniowe

Przy eksploatacji ropy ciężkiej wydobywa się duże ilości wody zawierającej związki organiczne i nieorganiczne, której skład chemiczny zależy od metody wydobycia. Wody te zawierają sole kwasów nieorganicznych (chlorki), węglowodory aromatyczne, organiczne związki polarne (fenol) oraz kwasy organiczne (kwasy naftenowe). Niektóre wody, zwłaszcza wydobywane przy zastosowaniu metod termicznych mogą zawierać duże ilości siarki. Ponadto, w wodach mogą występować: zdyspergowana ropa, cząstki stałe (piasek, produkty korozji, cząsteczki łu), rozpuszczone gazy, bakterie i substancje chemiczne stosowane przy wydobyciu ropy (Dusseault & Bilak 1998, Neff & Hagemann 2007). Ze względu na skład oraz ilości wody te mogą powodować poważne zagrożenie dla wód podziemnych, powierzchniowych i gleb. Do zanieczyszczenia wód wgłębnych może dojść w wyniku szczelności kamienia cementowego lub orurowania odwiertu albo wystąpienia awarii urządzeń. Wody gruntowe i powierzchniowe mogą zostać zanieczyszczone w wyniku wycieku ze zbiorników magazynowych lub podczas transportu.

Wody, zwłaszcza podziemne, mogą zostać zanieczyszczone również w wyniku dostania się do nich substancji chemicznych zawierających metale ciężkie zatłaczanych w metodach chemicznych do złóż ropy ciężkiej (Dusseault & Bilak 1998; Neff & Hagemann 2007).

Procesy cieplne zachodzące w złożu ropy ciężkiej przy stosowaniu metod termalnych powodują zmiany w skale zbiornikowej, mogą również oddziaływać na utwory zalegające w nadkładzie złoża, w tym poziomy wodonośne. Procesy termalne mogą wywoływać zmiany w składzie chemicznym wód oraz w hydrodynamicie poziomów wodonośnych. Zmiany chemizmu wody będą spowodowane rozpuszczaniem niektórych minerałów w związku ze wzrostem temperatury. Wody mogą zostać wzbogacone np. w arsen, co zaobserwowano w złożach kanadyjskich. Migracja gazów ze złoża do poziomu wodonośnego może zmienić odczyn wody, jej skład chemiczny lub mineralizację. Zmiany w warunkach hydrodynamicznych w poziomie wodonośnym (powstanie kontaktu hydrodynamicznego między złożem a poziomem wodonośnym) może być efektem szczelinowania, zmian ciśnienia porowego lub dopływem ciepła (Rivera 2014).

4. Potencjalne zagrożenia środowiskowe związane z eksploatacją złóż rop zamkniętej i ciężkiej w Polsce

Złóża niekonwencjonalnej ropy nie były w Polsce celem poszukiwań. Dotychczas odkryto tylko jedno złożo ropy ciężkiej – Lubaczów zlokalizowane we wschodniej części zapadliska przedkarpackiego. Akumulację ciężkiej ropy odkryto w 1960 roku, próby eksploatacji metodami pierwszymi nie powiodły się i ze względu na niewielki wydatek zaprzestano eksploatacji złoża (Karnkowski 1993).

Na terenie Polski istnieje możliwość znalezienia złóż ropy w łupkach w dolnopaleozoicznych skałach łupkowych basenu bałtycko-podlasko-lubelskiego oraz rejonu Gór Świętokrzyskich (łupkach graptolitowych). Nagromadzenia ropy zamkniętej mogą występować również w Karpatach zewnętrznych (piaskowcach dolnej i górnej kredy-paleocenu oraz łupkach menilitowych) (PIG-PIB 2012, <http://www.pgi.gov.pl/pl/projekty-pig-vrt/198/3538-rekonstrukcja-systemow-naftowych-karpat-zewnetrznych>).

Stopień rozpoznania zasobów ropy niekonwencjonalnej jest niewielki. Zasoby wydobywalne ropy z łupków zostały oszacowane dla basenu bałtycko-podlasko-lubelskiego (łącznie z szelfem) i wynoszą 215-268 mln ton (maksymalnie 535 mln ton) (PIG-PIB 2012).

Skala zagrożeń dla środowiska w Polsce związanych z eksploatacją niekonwencjonalnych złóż ropy wynika ze specyfiki metod poszukiwań i eksploatacji tych złóż oraz uwarunkowań krajowych (duża gęstość zaludnienia, duża powierzchnia obszarów chronionych i ograniczone zasoby wód).

Przeanalizowano wpływ wybranych zabiegów technologicznych i różnych metod eksploatacji ropy ciężkiej i zamkniętej na poszczególne elementy środowiska (tab. 1). Przyjęto skalę oddziaływań na poszczególne elementy środowiska od 1 do 4 (brak oddziaływań – 1, słaby wpływ – 2, średni wpływ – 3, bardzo duży wpływ – 4).

Zagrożenia dla atmosfery to emisja zanieczyszczeń gazowych i pyłowych. Niewielka emisja nie powodująca przekroczeń poziomów celów długoterminowych zanieczyszczeń będzie odpowiadała wartości 1, przekroczenie poziomów docelowych zanieczyszczeń – 2, przekroczenia dopuszczalnych poziomów zanieczyszczeń - 3, przekroczenie poziomów alarmowych zanieczyszczeń - 4. Największe zagrożenie dla stanu atmosfery stanowią metody termiczne i termiczno-chemiczne, ze względu na dużą emisję związaną z przygotowywaniem pary wodnej i gorącej wody.

Negatywny wpływ na wody podziemne i powierzchniowe będzie wiązał się z ich nadmiernym poborem oraz możliwością zanieczyszczenia. Pobór wód przy poszukiwaniu i eksploatacji złóż ropy niekonwencjonalnej może być poniżej zasobów dyspozycyjnych dla danego obszaru i nie będzie powodował negatywnego wpływu na wielkość zasobów (wartość 1). W przypadku poboru wód w ilościach przekraczających zasoby dyspozycyjne, w zależności od ilości pobieranej wody przyjęto wartość od 2 do 4. Duże zapotrzebowanie na wodę wiąże się z zabiegami hydraulicznego szczelinowania oraz z eksploatacją ropy ciężkiej. Ponieważ potencjalne strefy występowania złóż ropy niekonwencjonalnej w Polsce to obszary o niewielkich zasobach wód, zwłaszcza podziemnych, to wymienione wyżej technologie mogą stanowić poważne zagrożenie dla zasobów wód. Termiczne i chemiczne metody eksploatacji ropy ciężkiej są potencjalnie największym zagrożeniem dla jakości wód, przyjęto dla nich wartości od 2 do 4. Przy stosowaniu pozostałych technologii zanieczyszczenie wód może być spowodowane właściwie tylko w przypadku sytuacji awaryjnych, przyjęto dla nich wartość 1.

Przeanalizowano również wielkość terenu zajmowanego przy poszukiwaniu i eksploatacji złóż ropy niekonwencjonalnej, za punkt odniesienia przyjęto obszar zajmowany podczas prac poszukiwawczych i wydobywaniu ropy konwencjonalnej. Wartość 1 odpowiada obszarowi analogicznemu jak przy złożach konwencjonalnych, pozostałe (2-4) wartości przyjęto w zależności od tego o ile większy jest zajęty teren.

Tabela. 1. Wpływ metod poszukiwania i eksploatacji złóż ropy zamkniętej i ciężkiej na elementy środowiska naturalnego

Table 1. Impact of methods exploration and production heavy oil and tight oil on environment components

Wyszczególnienie	Powietrze	Zapotrzebowanie na wodę	Wody	Gleby	Teren
Ropa zamknięta					
Hydrauliczne szczelinowanie	1	4	2	2	3
Eksploatacja	1	1	1	1	2
Ropa ciężka					
Metody termiczne	4	3	4	1	1
Metody chemiczne	2	3	2	1	1
Metody chemiczno-termiczne	3	3	4	1	1

5. Podsumowanie

Obecnie obserwuje się wzrost zainteresowania niekonwencjonalnymi złożami ropy naftowej. Ze względu na specyfikę tych złóż ich poszukiwanie i eksploatacja wymaga stosowania odmiennych technologii niż w przypadku złóż konwencjonalnych. Technologie te mogą stanowić znaczące zagrożenie dla środowiska.

Wpływ poszukiwań i eksploatacji złóż ropy niekonwencjonalnej określono biorąc pod uwagę charakterystykę poszczególnych technologii stosowanych w tych pracach oraz uwarunkowania polskie związane z dużą gęstością zaludnienia, znacznym stopniem zagospodarowania i dużą ilością terenów chronionych.

Eksploatacja złóż ropy ciężkiej może negatywnie wpływać na większość elementów środowiska. W największym stopniu na środowisko, zwłaszcza wody podziemne i atmosferę może wpływać eksploatacja metodami termicznymi i termiczno-chemicznymi.

W przypadku złóż ropy zamkniętej największe oddziaływanie na środowisko może wiązać się z hydraulicznym szczelinowaniem. W warunkach polskich zabieg ten najbardziej może oddziaływać na zasoby wód i powodować wyłączenie z użytkowania znacznych obszarów.

Pracę wykonano w ramach badań statutowych AGH nr 11.11.190.555.

Literatura

- Abu El Ela, M. (2012). Egyptian Fields have Large Potential for Enhanced Oil Recovery Technology. *Oil & Gas Journal*, 110 (10).
- Aguilera, R.F. & Radetzki, M. (2015). Rewolucja łupkowa: Światowe rynki gazu i ropy naftowej w warunkach transformacji. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi*, 31 (1), 5-26.
- Altmann, M., Capito, S., Lechtenböhrer, S., Matra, Z., Weindorf, W., Zittel, W. (2011). *Impacts of shale gas and shale oil extraction on the environment and on human health*. European Parliament, June 2011.
- Dusseault, M.B. & Bilak, R.A. (1998). Mitigation of Heavy Oil Production Environmental Impact through Large-Scale Slurry Fracture Injection of Wastes. *Paper SPE-47217-MS*.
- EIA (2013). *Technically Recoverable Shale Oil and Shale Gas Resources: An Assessment of 137 Shale Formations in 41 Countries Outside the United States*. US Energy Information Administration. Dostępne on-line: <http://www.eia.gov/analysis/studies/worldshalegas/>, June 2013.

- Gleick, P. (1994). Water and Energy. *Annual Review of Energy and the Environment*, 19 (1), 267-299.
- Gordon, D. (2012). Understanding Unconventional Oil. The Carnegie Endowment, May 2012. Dostępne on-line: <http://carnegieendowment.org/2012/05/03/understanding-unconventional-oil>.
- Karnkowski, P. (1993). *Złoża ropy naftowej i gazu ziemnego w Polsce*. Wyd. Geos, Kraków.
- Law, B.E. & Curtis, J.B. (2002). Introduction to unconventional petroleum systems. *AAPG Bull.*, 86 (11), 1851-1852.
- Matthew, E. & Mantell, P.E. (2011). *Produced Water Reuse and Recycling Challenges and Opportunities Across Major Shale Plays*. W: Proceedings of the Technical Workshops for the Hydraulic Fracturing Study: Water Resources Management, PA 600/R-11/048, May 2011.
- Meyer, R.F., Attanasi, E.D., Freeman, P.A. (2007). *Heavy oil and natural bitumen resources in geological basins of the world*. U.S. Geological Survey Report 2007-1084. Dostępne on-line: <http://pubs.usgs.gov/of/2007/1084/>.
- Neff, J. M. & Hagemann, R. (2007). Environmental Challenges of Heavy Crude Oils: Management of Liquid Wastes. *Paper SPE 101973*, 1-9.
- OTA (1978). *Enhanced Oil Recovery Potential in the United States*. United States Congress' Office of Technology Assessment, Washington, DC, 278.
- PIG-PIB (2012). *Ocena zasobów wydobywalnych gazów ziemnego i ropy naftowej w formacjach łupkowych dolnego paleozoiku w Polsce (basen bałtycko-podlasko-lubelski)*. Raport pierwszy. PIG-PIB Warszawa, marzec 2012.
- Rivera, L.E. (2014). Issue Paper: Aquifer Integrity Under The Influence of Thermal Extraction of Bitumen and Heavy Oil. *SPE paper - 171048-MS*.
- Schmitt, D. (2005). Heavy and Bituminous oils: Can Alberta save the world? *Preview*, 22-29.
- Schmoker J.W. (1995). *Method for assessing continuous-type (unconventional) hydrocarbon accumulations*. W: Gautier, D.L., Dolton, G.L., Takahashi, K.I., Varnes, K.L., eds. - National assessment of United States oil and gas resources – Results, methodology, and supporting data: U.S. Geological Survey Digital Data Series DDS-30.
- Veil, J.A. & Quinn, J.J. (2008). *Water Issues Associated Heavy Oil Production*. Technical Report ANL/EVS/R-08/4, 64.
- Woźnicka, M. & Koniecznyńska, M. (2014). *Jak poszukiwanie gazów łupkowych może wpłynąć na środowisko?* Dostępne on-line: <http://infolupki.pgi.gov.pl/pl/srodowisko/jak-poszukiwanie-gazu-lupkowego-moze-wplynac-na-srodowisko>.

Environmental Aspects of Unconventional Oil Exploitation

Abstract

Unconventional oil resources account for about 2/3 of all crude oil resources in the world. In recent years there has been an increase in production from those reservoirs, primarily in the US, Canada and Venezuela. Unconventional oil deposits require special preparations for the production and specific oil recovery methods. Stimulation treatments as well as enhanced oil recovery methods can quite significantly affect the environment.

Exploitation of tight oil accumulated in shale or other sedimentary rocks with low permeability will require a multi-stage hydraulic fracturing, which could potentially negatively affect water resources and their state. These treatments will cause the exclusion from the use of fairly significant areas.

Heavy oil production, due to its physicochemical properties is carried out by methods reducing the density and viscosity of the oil (thermal, chemical and thermo-chemical). These methods may adversely affect the atmospheric air and groundwater status. Preparation of steam and hot water used in thermal methods will result in a large emission of pollutants. Thermal processes occurring in the deposit and its overburden can cause changes in the chemical composition of groundwater and their hydrodynamics.

In Poland, unconventional oil resources are not well recognized. Geological indications show that the tight oil deposits (shale oil) can exist in the Lower Paleozoic shale in the Baltic-Podlasie-Lublin Basin and in the Holy Cross Mountains. Tight oil deposits are accumulated in shale of the Menillite Beds and sandstones they may also be present in the Outer Carpathians. In Poland, one heavy oil deposit has been discovered in the Carpathian Foredeep, that is not exploited.

The environmental impact of the unconventional oil exploitation was determined taking into account the characteristics of the different technologies used in the exploration and exploitation of unconventional oil and Polish conditions associated with high population density, a significant degree of planning and plenty of protected areas. We analyzed the impact of hydraulic fracturing and crude, closed and heavy oil extraction methods (thermal, chemical and thermo-chemical properties). The influence of the atmosphere (emissions), water (demand and pollution) and land use. The scale of impact on individual elements of the environment has been assigned from 0 to 3.

The biggest impact on the environment may be associated with the thermal and thermo-chemical heavy oil recovery methods. During the extraction of tight oil greatest impact on the environment may be associated with hydraulic fracturing. In Polish conditions, this treatment is most likely to impact on water resources and cause exclusion from the use of large areas.

Streszczenie

Zasoby ropy naftowej niekonwencjonalnej stanowią około 2/3 wszystkich zasobów ropy na świecie. W ostatnich latach obserwuje się wzrost wydobycia z tych złóż, głównie w USA, Kanadzie i Wenezueli. Złoża ropy niekonwencjonalnej wymagają stosowania specjalnych zabiegów przy ich przygotowaniu do eksploatacji oraz specyficznych metod wydobycia. Zarówno zabiegi zwiększające wydobycie, jak i zaawansowane metody eksploatacji mogą dość znacząco wpływać na stan poszczególnych elementów środowiska.

Eksploatacja ropy zamkniętej zgromadzonej w łupkach lub innych skałach osadowych będzie wymagała wykonania wieloetapowego szczelinowania hydraulicznego, które może potencjalnie negatywnie oddziaływać na zasoby i stan wód. Zabiegi te będą powodowały również wyłączenie z użytkowania dość znaczących obszarów.

Wydobycie ropy ciężkiej, ze względu na jej właściwości fizykochemiczne prowadzone jest metodami zmniejszającymi gęstość i lepkość ropy (termicznymi, chemicznymi i termiczno-chemicznymi). Metody te mogą negatywnie wpływać na stan powietrza atmosferycznego oraz wody podziemne. Przygotowanie pary wodnej i gorącej wody wykorzystywanych w metodach termicznych będzie skutkowało dużą emisją zanieczyszczeń. Procesy termiczne zachodzące w złożu i jego nadkładzie mogą powodować zmiany w składzie chemicznym wód podziemnych i ich hydrodynamicę.

W Polsce zasoby ropy niekonwencjonalnej nie są dobrze rozpoznane. Przesłanki geologiczne wskazują, że złoża ropy zamkniętej (w łupkach) mogą występować w łupkach dolnopaleozoicznych basenu bałtycko-podlasko-lubelskiego i Gór Świętokrzyskich. Złoża ropy zamkniętej w łupkach menilitowych i piaskowcach mogą występować również w Karpatach zewnętrznych. W Polsce odkryto jedno złożo ropy ciężkiej w zapadlisku przedkarpackim, które nie jest eksploatowane.

Oddziaływania na środowisko eksploatacji złóż ropy niekonwencjonalnej określono biorąc pod uwagę charakterystykę poszczególnych technologii stosowanych w poszukiwaniu i eksploatacji ropy niekonwencjonalnej oraz uwarunkowania polskie związane z dużą gęstością zaludnienia, znacznym stopniem zagospodarowania i dużą ilością terenów chronionych. Przeanalizowano oddziaływanie hydraulicznego szczelinowania i eksploatacji złóż ropy zamkniętej

oraz metody wydobywania ropy ciężkiej (termiczne, chemiczne i termiczno-chemiczne). Określono wpływ na atmosferę (emisja zanieczyszczeń), wody (zapotrzebowanie i zanieczyszczenie) oraz użytkowanie terenu. Przyjęto skalę oddziaływań na poszczególne elementy środowiska od 0 do 3.

Największy wpływ na środowisko może wiązać się z eksploatacją złóż ropy ciężkiej metodami termicznymi i termiczno-chemicznymi. Przy wydobywaniu ropy ze złóż ropy zamkniętej największe oddziaływanie na środowisko może wiązać się z hydraulicznym szczelinowaniem. W warunkach polskich zabieg ten najbardziej może oddziaływać na zasoby wód i powodować wyłączenie z użytkowania znacznych obszarów.

Słowa kluczowe:

ropa ciężka, ropa zamknięta, eksploatacja, oddziaływanie na środowisko

Keywords:

heavy oil, tight oil, exploitation, exploration, environmental impact



Wspomaganie końcowego zagęszczania i odwadniania osadów ściekowych

Paweł Wolski
Politechnika Częstochowska

1. Wprowadzenie

Wprowadzanie nowych technologii, wpływających na poprawę procesów oczyszczania ścieków, wiąże się ze zwiększeniem ilości produkowanych osadów na oczyszczalniach ścieków. Unieszkodliwianie oraz przetwarzanie powstałych osadów powinno skutkować zneutralizowaniem oraz zmniejszeniem ich objętości tak, aby osady można było bezpiecznie zagospodarować bez narażania środowiska naturalnego (Feng i in. 2009, Spinosa & Wichaman 2004). Obowiązujące Rozporządzenie Ministra Środowiska dotyczące podziału oraz metod wykorzystania osadów reguluje wszystkie kwestie związane z prawidłową gospodarką osadową.

Najskuteczniejszą metodą zmniejszenia objętości osadów jest odwadnianie mechaniczne, poprzedzone zagęszczaniem (Piecuch 1980). Jest to ekonomiczny oraz szybki proces przeróbki osadów, który pozwala przygotować osady np. do termicznej obróbki – coraz bardziej popularnej metody ich unieszkodliwiania. W celu zwiększenia skuteczności odwadniania stosuje się różne metody kondycjonowania, zarówno fizyczne, jak i chemiczne (Chang i in. 2001, Chu i in. 2001, Feng 2009). Celem tych zabiegów jest zmiana właściwości osadów poprzez ingerencję w ich strukturę (Zawieja i in. 2010), powodujące zmiany ich zdolności filtracyjnej (Piecuch i in. 2013, Piecuch i in. 2013). Obecnie coraz częściej można spotkać się w literaturze, obok fizycznych i chemicznych metod kondycjonowania, z połączeniem wspomnianych metod tzw. kondycjonowanie hybrydowe (Gonze i in. 2003, Małkowski i in. 2011).

Do fizycznych metod kondycjonowania zaliczamy dezintegrację ultradźwiękową. Proces ten wymaga bardzo dokładnego doboru parametrów sonifikacji poprzez badania wstępne. Przy małej energii wejściowej ultradźwięków możliwe jest zwiększenie skłonności osadów do odwadniania mechanicznego, natomiast przekroczenie pewnego progu (zbyt duży czas propagacji falą UD, przekroczenie natężenia pola UD) może przyczynić się do odwrotnego efektu od zamierzonego (Zawieja i in. 2009, Zhang i in. 2008). Odpowiednie przygotowanie osadów do odwadniania zależy w największym stopniu od poznania ich parametrów początkowych.

W artykule przedstawiono wyniki badań dotyczących zagęszczania i oceny parametrów charakteryzujących efektywność odwadniania osadów ściekowych kondycjonowanych polem ultradźwiękowym, polielektrolitami, jak również przy zastosowaniu połączenia metod fizyczno-chemicznych.

2. Część doświadczalna

2.1. Materiał do badań

Badaniu poddano osady przefermentowane pochodzące z oczyszczalni mechaniczno-biologicznej o przepustowości 44000 m³/d. Osady pobrano z rurociągu, który transportuje osad z wydzielonych komór fermentacyjnych (WKF) do otwartych komór fermentacyjnych (OKF). Do polimerycznego kondycjonowania osadów wykorzystano polielektrolity słabo kationowe Praestol 851 BC oraz Praestol 853 BC.

2.2. Metodyka

Pierwsza metoda preparowania osadów polegała na zastosowaniu dwóch polielektrolitów (Praestol 851 BC oraz Praestol 853 BC), dla których dawki wyznaczono na podstawie pomiaru czasu ssania kapilarnego (CSK). Przyjęte dawki wynosiły odpowiedni: 4,5 mg/g s.m.o. (dawka obniżona), 5,0 mg/g s.m.o. (dawka najkorzystniejsza), 5,5 mg/g s.m.o. (dawka podwyższona). Drugi sposób kondycjonowania polegał na poddaniu osadów działaniu fali ultradźwiękowej w wybranych konfiguracjach nadźwiękawiania. Kondycjonowanie osadów ściekowych polem ultradźwiękowym przeprowadzono za pomocą procesora ultradźwiękowego firmy Sonics VCX 1500 o mocy 1500 W oraz częstotliwości

20 kHz. Długość fali przy maksymalnej wartości amplitudy 100% wynosiła 39,42 μm , natomiast dla amplitudy 50% wartość długości fali wynosiła 21,4 μm . Każdorazowo nadźwiękawiano 500 ml osadu. Proces nadźwiękawiania polegał na wyprodukowaniu i wprowadzeniu energii w postaci ultradźwięków do badanego ośrodka przez specjalną końcówkę urządzenia. Kondycjonowanie osadów polegało na zastosowaniu różnych czasów (15 i 30s) i długości fali pola UD. Trzeci sposób preparowania osadów polegał na połączeniu wstępnego kondycjonowania polem ultradźwiękowym, a następnie dodaniu polielektrolitu w dawce najkorzystniejszej.

Pomiar CSK wykonano za pomocą metody Baskerville'a i Galle'a (PN-EN14701-1). Zagęszczanie grawitacyjne osadów przeprowadzono w cylindrach laboratoryjnych o pojemności 1000 cm^3 . Odpowiednio przygotowane osady poddane różnym metodą kondycjonowania wlewano do cylindrów mierząc objętość osadów w odpowiednich przedziałach czasowych: 5, 10, 15, 20, 25, 30, 45, 60, 90 i 120 minut (PN-EN14701-2).

Opór właściwy osadów wyznaczono za pomocą aparatury do filtracji próżniowej, składającej się z leja Buchnera, kolby laboratoryjnej, cylindra pomiarowego, wakuometru i pompy próżniowej. Zasada pomiaru polegała na umieszczeniu w leju Buchnera bibuły filtracyjnej, a następnie wlaniu badanego osadu o objętości 100 cm^3 i pomiarze objętości odsączonego filtratu przy podciśnieniu wynoszącym 0,05 MPa (PN-EN14702-2).

3. Wyniki badań i dyskusja

Przeprowadzone badania rozpoczęto od określenia wstępnych parametrów pobranych osadów: barwy, zapachu, pH, uwodnienia początkowego i końcowego, suchej masy, czasu ssania kapilarnego oraz oporu właściwego osadów. W tabeli 1 przedstawiono charakterystykę fizykochemiczną niekondycjonowanych osadów przefermentowanych wykorzystanych do badań. W badaniach wykorzystano polielektrolity Praestol 851 BC oraz Praestol 853 BC. Najkorzystniejszą ich dawkę dobrano sporządzając roztwory o stężeniu 0,1%, które dodawano do osadów w ilościach określonych w metodyce badań. W kolejnym etapie wyznaczono czas ssania kapilarnego dla osadów wstępnie kondycjonowanych polem ultradźwiękowym oraz osadów wstępnie kondycjonowanych polem UD z dodaniem wybranego polielektrolitu. Wstępną dezintegrację ultradźwiękową wykonano w czterech konfiguracjach (tabeli 2).

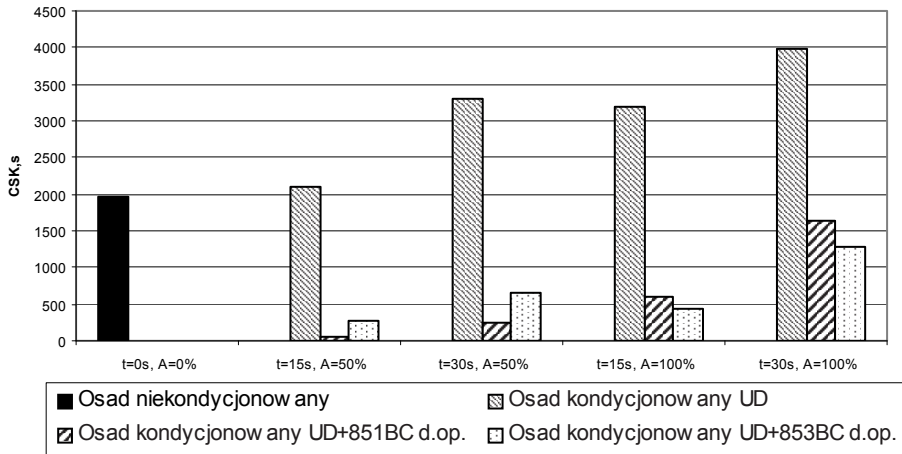
Tabela 1. Charakterystyka przefermentowanego osadu pobranego do badań
Table 1. Characteristics of the digested sludge collected for testing

Osad niekondycjonowany			
Lp.	Parametr	Jednostka	Wartość
1	Barwa	–	czarna
2	Zapach	–	fekalno-ziemisty
3	pH	–	8,15
4	Uwodnienie początkowe	%	97,21
5	Uwodnienie końcowe	%	95,27
6	Sucha masa osadu	g/dm ³	27,8
7	Zawartość substancji mineralnych	g/dm ³	9,5
8	Zawartość substancji organicznych	g/dm ³	18,3
9	CSK	s	1975
10	Opór właściwy osadu	m/kg	$3,59 \cdot 10^{14}$
11	Prędkość filtracji	cm ³ /s	0,03
12	Wydajność filtracji	kg/m ² h	38,46

Tabela 2. Konfiguracje wstępnego kondycjonowania
Table 2. Configurations of preconditioning

	1	2	3	4
Czas ekspozycji, s	15	30	15	30
Amplituda, %	50	50	100	100
Długość fali, μm	21,4	21,4	39,42	39,42
Wytworzona energia, kJ	2401	4723	3890	7706

Wstępna dezintegracja polem UD wpłynęła na zwiększenie czasu ssania kapilarnego w odniesieniu do CSK osadu niekondycjonowanego, którego wartość wynosiła 1975 sekund. Czas ssania kapilarnego osadów nadźwiękawianych przez 15 sekund przy długości fali 50% wyniósł 2088 s, natomiast dla amplitudy 100% i czasu ekspozycji 30 s wartość ta wyniosła 3979 s. Zaobserwowano, że im większą ilość energii wprowadzano do osadów, tym wartość CSK ulegała zwiększeniu, co wpływa niekorzystnie na parametry charakteryzujące efektywność odwadniania. Dodanie optymalnej dawki jednego z zastosowanych polielektrolitów Praestol 851 BC przyczyniło się do spadku wartości CSK do poziomu 51 s. W przypadku drugiego zastosowanego polielektrolitu zaobserwowano również zmniejszenie czasu ssania kapilarnego osadu do 269 s (rys. 1).

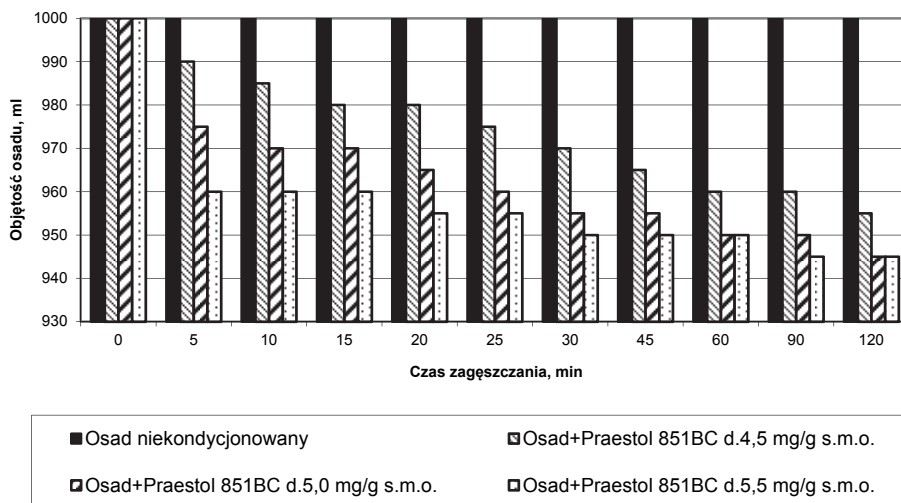


Rys. 1. Czas ssania kapilarnego osadów poddanych dezintegracji ultradźwiękowej oraz polielektrolitami w dawce optymalnej

Fig. 1. The capillary suction time of sludge subjected to ultrasonic disintegration, and the optimum dose of polyelectrolytes

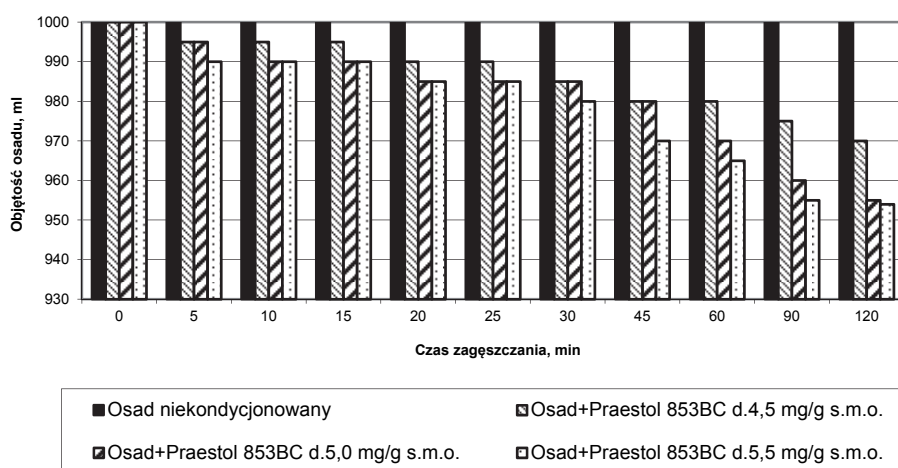
Poddając zagęszczaniu grawitacyjnemu osady niekondycjonowane, nie zaobserwowano zmian ich objętości. Po 120 min. zagęszczania, objętość wynosiła 1000 cm^3 . Dodanie flokulantu Praestol 851 BC do osadów znacznie poprawiło proces zagęszczania (rys. 2). Dawka najkorzystniejsza, która została dodana do badanej próbki pozytywnie wpłynęła na proces zagęszczania, pozwalając na uzyskanie po 120 min sedimentacji objętości osadów na poziomie 945 cm^3 . Pomiar wykonano również dla dawki obniżonej oraz podwyższonej, dla których objętości osadów również uległy obniżeniu po 120 min odpowiednio do 955 cm^3 oraz 945 cm^3 .

Przy zagęszczaniu grawitacyjnym z udziałem drugiego flokulantu Praestol 853 BC objętości osadów również uległa zmniejszeniu (rys. 3). Objętość zagęszczanych osadów kondycjonowanych dawką optymalną polielektrolitu po 120 min wyniosła 955 cm^3 . Porównując wpływ pierwszego oraz drugiego polielektrolitu na zagęszczanie osadów, odnotowano lepszy rezultat w przypadku flokulantu Praestol 851 BC.



Rys. 2. Zagęszczanie osadów niepreparowanych oraz kondycjonowanych polielektrolitem Praestol 851BC

Fig. 2. The thickening of untreated sludge and conditioned by polyelectrolyte Praestol 851BC

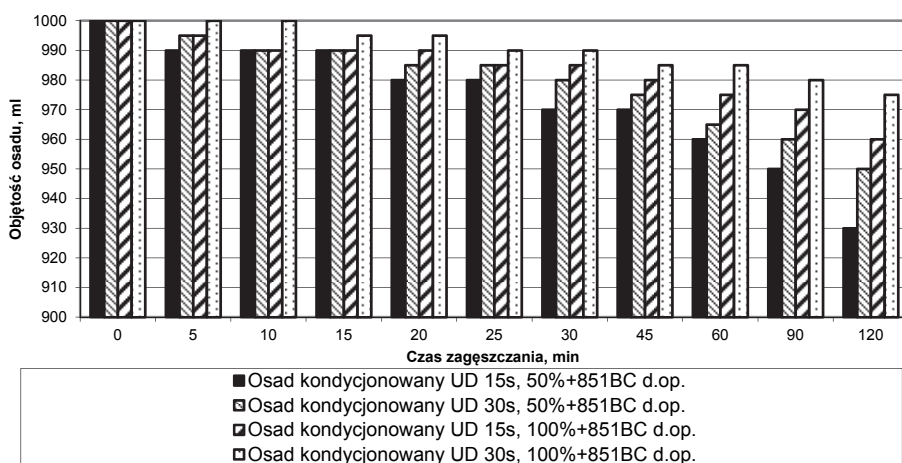


Rys. 3. Zagęszczanie osadów niepreparowanych oraz kondycjonowanych polielektrolitem Praestol 853BC

Fig. 3. The thickening of untreated sludge and conditioned by polyelectrolyte Praestol 853BC

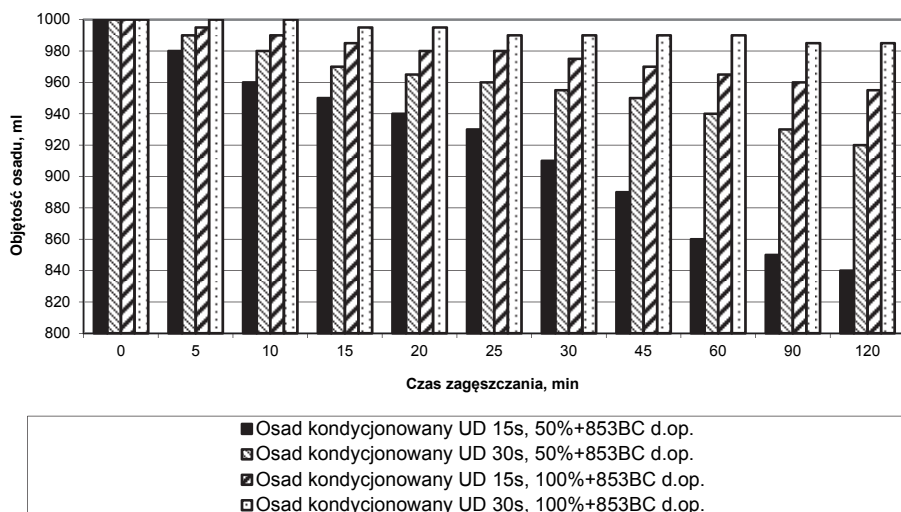
Objętość osadów poddanych wstępnemu kondycjonowaniu polem ultradźwiękowym po zagęszczaniu grawitacyjnym nie zmieniła się, z tego względu nie oznaczano tej wartości na wykresie. Na rysunku 4 przedstawiono zmiany objętości osadów poddanych kondycjonowaniu polem UD z dodatkiem polielektrolitu Praestol 851 BC w dawce najkorzystniejszej. Największą efektywnością zagęszczania wykazały się osady wstępnie preparowane polem UD w czasie 15 sekund, amplitudzie 50% z dodatkiem polielektrolitu Praestol 851 BC w dawce optymalnej. Najmniejszą efektywnością zagęszczania wykazały się osady nadźwiękawiane w czasie 30s, amplitudzie 100% z dodatkiem polielektrolitu Praestol 851 BC.

Zagęszczanie grawitacyjne przeprowadzono również dla osadów z dodatkiem polielektrolitu Praestol 853 BC w dawce optymalnej. Najmniejszą objętość osadów odnotowano po wstępnym kondycjonowaniu polem UD przez 15 s, amplitudzie 50% w obecności polielektrolitu Praestol 853 BC, otrzymując po 120 min wartość 840 cm^3 , natomiast po czasie nadźwiękawiania 30s, amplitudzie 100% z wykorzystaniem polielektrolitu Praestol 853 BC w optymalnej dawce, objętość zagęszczanych osadów po 120 min spadła do 985 cm^3 .



Rys. 4. Zagęszczanie osadów kondycjonowanych polem UD oraz polielektrolitem Praestol 851BC

Fig. 4. Sludge thickening conditioned by ultrasonic field and polyelectrolyte Praestol 851BC



Rys. 5. Zagęszczanie osadów kondycjonowanych polem UD oraz polielektrolitem Praestol 853BC

Fig. 5. Sludge thickening conditioned by ultrasonic field and polyelectrolyte Praestol 853BC

Opory filtracji zostały obliczone dla osadów niekondycjonowanych oraz kondycjonowanych polielektrolitami Praestol 851 BC oraz Praestol 853 BC w dawce obniżonej, optymalnej oraz podwyższonej (tabela 3, 4). Wartość oporu osadów niekondycjonowanych wynosiła $3,59 \cdot 10^{14}$ m/kg, co świadczy o słabych zdolnościach filtracyjnych. W przypadku osadów kondycjonowanych polielektrolitami odnotowano również wysokie wartości oporów właściwych. W tabeli 5 przedstawiono wartości oporów dla osadów wstępnie kondycjonowanych polem ultradźwiękowym oraz kondycjonowanych polem UD z dodaniem wybranych polielektrolitów. Opór osadów wstępnie kondycjonowanych polem UD przez 15s i amplitudzie 50% wyniósł $51,68 \cdot 10^{12}$ m/kg, natomiast w przypadku osadów nadźwiękowanych przez 30s i amplitudzie 100% wyniósł $1229,98 \cdot 10^{12}$ m/kg. Największy spadek wartości oporu filtracji odnotowano po dodaniu do osadów wstępnie kondycjonowanych polem UD przez 30 s i amplitudzie 100% optymalnej dawki flokulantu Praestol 853 BC ($4,7 \cdot 10^{12}$ m/kg).

Tabela 3. Opór właściwy osadów kondycjonowanych polielektrolitami
Table 3. Resistivity of sludge conditioned with polyelectrolytes

Opór właściwy osadu $r \cdot 10^{12}$, m/kg						
Dawka polielektrolitu, mg/g s.m.o.						
0	4,5		5,0		5,5	
Osad niekondycjonowany	Praestol 851 BC	Praestol 853 BC	Praestol 851 BC	Praestol 853 BC	Praestol 851 BC	Praestol 853 BC
359	13,2	27,6	12,5	24,3	12,4	17,4

Tabela 4. Opór właściwy osadów kondycjonowanych polem UD oraz polielektrolitami

Table 4. Resistivity of sludge conditioned by ultrasonic field and polyelectrolytes

	Opór właściwy osadu $r \cdot 10^{12}$, m/kg			
	Czas i amplituda nadźwiękawiania			
	15s, 50%	30s, 50%	15s, 100%	30s, 100%
Osad kondycjonowany UD	51,6	44,5	592,5	1229,9
Osad kondycjonowany UD+851BC d.op.	20,5	12,7	9,6	24,2
Osad kondycjonowany UD+853BC d.op.	4,2	11,5	5,7	4,7

4. Podsumowanie i wnioski

Czas ssania kapilarnego osadów kondycjonowanych chemicznie polielektrolitami w porównaniu do CSK osadów niekondycjonowanych, znacząco zmalał. Zmniejszenie wartości CSK było porównywalne dla zastosowanych polielektrolitów, jednakże polielektrolit silnie kationowy wykazał skuteczniejsze działanie. W przypadku zastosowania energii pola ultradźwiękowego, osady poddane jej działaniu wykazały znaczny wzrost wartości CSK, proporcjonalny do ilości wytworzonej energii podczas nadźwiękawiania próbki osadu.

Zastosowanie metody łączonej w kondycjonowaniu osadów wpłynęło na kolejne zmiany w wartościach CSK. Największą wartość uzyskano dla osadów nadźwiękawianych przez 30s, przy amplitudzie 100% w przypadku obydwóch polielektrolitów. Najmniejsze wartości czasu ssania kapilarnego odnotowano wykorzystując czas ekspozycji 15 s i amplitudę 50%.

Osady niekondycjonowane trudno ulegały sedymentacji. Ich preparowanie polielektrolitami wpłynęło na poprawę procesu zagęszczania. W przypadku dwóch zastosowanych polielektrolitów odnotowano porównywalny efekt zagęszczania. Osady kondycjonowane polem ultradźwiękowym, dla przyjętych parametrów, trudno ulegały sonifikacji. Preparowanie polem UD oraz polielektrolitem Praestol 851 BC wpłynęło korzystnie na ich wartości w odniesieniu do preparowania osadów samym polielektrolitem, przy czasie ekspozycji 15 s i amplitudzie 50%. Ostatecznie najlepszy efekt zagęszczania zaobserwowano w przypadku działania polem UD (15s, amplituda 50%) oraz dodania flokulanta 853 BC.

Dodanie wybranych polielektrolitów do osadów znacznie obniżyło wartości oporu właściwego. Również zastosowanie dezintegracji ultradźwiękowej wpłynęło na zmianę wartości omawianego parametru. Dla czasu ekspozycji 15 i 30 s oraz amplitudy 50% stwierdzono obniżenie wartości oporu filtracji w porównaniu do osadu niekondycjonowanego, natomiast w przypadku zastosowania amplitudy 100% stwierdzono znaczny wzrost wartości oporu. Znaczne obniżenie wartości oporów uzyskano stosując połączone metody kondycjonowania. Połączenie działania pola UD o amplitudzie 50% przez 15 s z flokulantem Praestol 853 BC okazało się najefektywniejszą metodą obniżenia oporu filtracji oraz pozostałych badanych parametrów.

Analizując wyniki przeprowadzonych badań sformułowano następujące wnioski:

- 1) Kondycjonowanie osadów ściekowych metodą chemiczną, poprawiło parametry odwadnialności osadów tj. czas ssania kapilarnego i wartości oporów właściwych,
- 2) Kondycjonowanie fizyczne polem ultradźwiękowym zwiększyło wartości czasu ssania kapilarnego badanych osadów, proporcjonalnie do ilości wytworzonej energii podczas ich ekspozycji. Zastosowanie metody łączonej wpłynęło na obniżenie czasu ssania kapilarnego, jednakże w gorszym stopniu niż w przypadku wykorzystania wyłącznie polielektrolitów,
- 3) Zastosowanie polielektrolitów poprawiło proces zagęszczania grawitacyjnego osadów. Osady kondycjonowane metodą hybrydową wykazały największą zdolność do zagęszczania. Najlepsze efekty odnotowano dla osadów nadźwiękawianych przez 15 s i przy amplitudzie 50% w połączeniu z polielektrolitami,

- 4) Zastosowanie kondycjonowania wpłynęło na obniżenie wartości oporów właściwych. Najniższe wartości uzyskano stosując metodę łączoną w preparowaniu osadów (czas 15 s, amplituda 50%, polielektrolit Praestol 853 BC), uzyskując wartość końcową $4,2 \cdot 10^{12}$ m/kg.

Badania finansowane z BS – PB – 401/303/12

Literatura

- Chang, G.R., Liu, J.C., Lee, D.J. (2001). Co-conditioning and dewatering of chemical sludge and waste activated sludge. *Water Res.*, 35, 786-794.
- Chu, C.P., Chang, Bea-Ven, Liao, G.S., Jean, D.S., Lee, D.J. (2001). Observations on changes in ultrasonically treated waste activated sludge. *Water Res.*, 35, 1038-1046.
- Feng, X., Deng, J., Lei, H., Bai, T., Fan, Q., Li, Z. (2009). Dewaterability of waste activated sludge with ultrasound conditioning. *Bioresource Technology*, 100, 1074-1081.
- Feng, X., Lei, H.Y., Deng, J.C., Yu, Q., Li, H.L. (2009). Physical and chemical characteristics of waste activated sludge treated ultrasonically. *Chem. Eng. Process.*, 48, 187-194.
- Gonze, E., Pillot, S., Valette, E., Gonthier, Y., Bernis, A. (2003). Ultrasonic treatment of an aerobic activated sludge in a batch reactor. *Chem. Eng. and Process.*, 42, 965-975.
- Małkowski, M., Wolski, P., Wolny, L. (2011). Dewaterability of thermal conditioned sewage sludge after anaerobic stabilization. *Civil and Environmental Engineering Reports*, 6, 109-115.
- Piecuch, T. (1980). *Podstawy sedymentacyjnej teorii procesu filtracji*. Nauki podstawowe, Zeszyty naukowe Politechniki Częstochowskiej, Nr 2.
- Piecuch, T., Piekarski, J., Malatyńska, G. (2013). The equation describing the filtration process with compressible sediment accumulation on a filter mesh. *Archives of Environmental Protection*, 39, 1, 93-104.
- Piecuch, T., Piekarski, J., Malatyńska, G. (2013). Filtration of mixtures forming compressible sediments. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 15, 1, 39-58.
- PN-EN14701-1 – charakterystyka osadów ściekowych. Właściwości filtracyjne. Część I: czas ssania kapilarnego
- PN-EN14701-2 – charakterystyka osadów ściekowych. Właściwości sedymentacyjne. Część II: oznaczenie zdolności zagęszczania
- PN-EN14702-2 – charakterystyka osadów ściekowych. Właściwości filtracyjne. Część II: oznaczenie oporu właściwego filtracji

- Spinosa, L., Wichaman, K. (2004). Sludge characterization: the role of physical consistency. *Water Sci. Technol.*, 49, 10, 59-65.
- Wolski, P., Zawieja, I. (2012). Effect of ultrasound field on dewatering of sewage sludge. *Archives of Environmental Protection*, 38, 2, 25-31.
- Zawieja, I., Wolny, L., Wolski, P. (2010). Influence on the modification of food industry excess sludge structure on the effectiveness increase of the anaerobic stabilization process. *Polish Journal of Environmental Studies, Series of monographs*, 2, 261-267.
- Zawieja, I., Wolny, L., Wolski, P. (2009). Wpływ procesu hydrolizy ultradźwiękowej na generowanie lotnych kwasów tłuszczowych w procesie kwaśnej fermentacji osadów nadmiernych. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 3, 12, 207-217.
- Zhang, G., Zhang, P., Yang, J., Liu, H. (2008). Energy-efficient sludge sonification: Power and sludge characteristics. *Bioresource Technology*, 99, 9029-9031.

Support of the Final Thickening and Dewatering of Sludge

Abstract

The article presents results of research on the use of cationic polyelectrolyte Praestol, ultrasonic disintegration, and a combination of these methods on the process of compaction as well as the capillary suction time and the resistivity of the sludge. The study used two wavelengths of the ultrasound field (39.42 microns and 21.4 microns) and exposure times of 15 and 30 s. For various combinations and connections established parameters of the conditioning process determined their impact on the thickening time of capillary suction (CST), and resistance values.

The assumed parameters of research was observed for all combinations of improving the conditioning of sludge thickening for nonprepared sludge. Also, for some methods of supporting observed to obtain results more efficiently characterize the donation of water.

Streszczenie

Owadnianie to podstawowy proces zmniejszenia objętości osadów ściekowych. W celu zwiększenia zdolności osadów do oddawania wody stosuje się różne procesy wspomagające. Jedną z metod jest zastosowanie polielektrolitów, jak również działanie pola ultradźwiękowego przy odpowiednio dobranych parametrach sonifikacji. Kondycjonowanie osadów ściekowych zmienia strukturę oraz właściwości osadów, powodując zmiany w równowadze układu, co sprzyja zwiększeniu zdolności do zagęszczania i odwadniania.

W artykule przedstawiono wyniki badań dotyczące zastosowania polielektrolitów kationowych Praestol, dezintegracji ultradźwiękowej oraz połączenia powyższych metod na przebieg procesu zagęszczania, jak również wartości czasu ssania kapilarnego i oporu właściwego osadów. W badaniach wykorzystano dwie długości fali pola ultradźwiękowego (39,42 μm oraz 21,4 μm) oraz czasy ekspozycji 15 i 30 s. Dla różnych kombinacji i połączeń założonych parametrów procesu kondycjonowania określano ich wpływ na przebieg zagęszczania, czas ssania kapilarnego (CSK) oraz wartości oporów.

Przy założonych parametrach prowadzenia badań zaobserwowano dla wszystkich kombinacji kondycjonowania poprawę zagęszczania osadów ściekowych w odniesieniu do osadów niekondycjonowanych. Również dla niektórych metod wspomagania odnotowano uzyskanie wyników charakteryzujących lepszą efektywność oddawania wody.

Słowa kluczowe:

osady ściekowe, stabilizacja, chemiczne kondycjonowanie, nadźwiękawianie, odwadnianie

Keywords:

sewage sludge, stabilization, chemical conditioning, sonication, dehydration



Szacowanie opóźnienia migracji rtęci w gruntach piaszczystych z okolic Krakowa na podstawie testów statycznych

Beata Kłojzy-Karczmarczyk

*Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią
Polskiej Akademii Nauk*

1. Wstęp

Wieloletnie badania gruntów wokół intensywnie uczęszczanych tras samochodowych pozwalają sądzić, że zawartość rtęci w obszarach związanych z eksploatacją dróg o dużym natężeniu ruchu bardzo powoli wzrasta (Kłojzy-Karczmarczyk & Mazurek 2005; Xinwei Lu i in. 2009; Kłojzy-Karczmarczyk 2011; 2013). Obserwowana zawartość rtęci w przypowierzchniowych warstwach gruntu w otoczeniu dróg może wynikać zarówno z oddziaływania źródeł punktowych, jak też liniowych (m.in. spływy zanieczyszczonych wód opadowych, emisja spalin). Dane literaturowe pokazują, że zanieczyszczenia związane ze ścieraniem się nawierzchni dróg oraz zużywaniem części samochodowych docierają na odległość do kilku metrów (Czerniak & Poszyler-Adamska 2009). Pomierzone zawartości rtęci mogą wynikać ponadto z oddziaływania innych źródeł zanieczyszczeń antropogenicznych lub mogą być efektem naturalnej zmienności zawartości tego pierwiastka w ośrodku gruntowym.

Określenie podatności wód podziemnych na konkretne zanieczyszczenie wynika z prędkości ich migracji przez strefę aeracji oraz miąższości tej strefy. Zatem istotnym elementem prognozowania migracji zanieczyszczeń z powierzchni terenu do warstw wodonośnych jest ocena prędkości migracji substancji zanieczyszczającej z rozpoznaniem wielkości opóźnienia ruchu względem średniej szybkości przepływu.

Opóźnienie jest parametrem istotnym dla kształtowania jakości gleb, gruntów i utworów strefy aeracji czy saturacji pod wpływem wprowadzanych zanieczyszczeń z powietrza, wód czy ścieków, a także migracji zanieczyszczeń ze składowisk odpadów czy innych ognisk.

Celem badań prezentowanych w pracy jest ocena wielkości opóźnienia migracji rtęci w gruntach pobranych z okolic Krakowa, różniących się składem granulometrycznym, a tym samym mineralnym. Obecność minerałów ilastych, zawartość materii organicznej oraz tlenków i wodorotlenków metali uważa się za najważniejsze elementy gruntu pozwalające na sorpcję metali w środowisku (m.in. Choma-Moryl & Rinke 2005; Małecki i in. 2006; Kyzioł-Komosińska & Kukułka 2008).

2. Znaczenie opóźnienia migracji zanieczyszczeń

Zgodnie z klasyfikacją podaną przez E. Osmędę-Ernst oraz S. Witczaka (1991), zbiorniki wód podziemnych słabo zagrożone to takie, dla których średni czas migracji pionowej wody z powierzchni terenu wynosi ponad 25 lat. Podatność wód zbiorników na zanieczyszczenie rtęcią wynika z rzeczywistego czasu przesączania wody z powierzchni terenu do warstwy wodonośnej, obecności różnych form analizowanego pierwiastka oraz wartości opóźnienia jego migracji w środowisku strefy aeracji. Rozkład zanieczyszczeń w kompleksie gruntowo-wodnym uwarunkowany jest szeregiem procesów prowadzących do zmniejszenia ruchliwości i rozpuszczalności pierwiastków (procesy sorpcji i wymiany jonowej, wytrącanie związków nierozpuszczalnych) oraz procesów sprzyjających uruchamianiu pierwiastków (desorpcja, rozpuszczalność) (m.in. Witczak & Adamczyk 1994; Macioszczyk & Dobrzyński 2002; Małecki i in. 2006; Kyzioł-Komosińska & Kukułka 2008). Efektem sorpcji substancji przez materiał warstwy wodonośnej czy dyfuzyjnego przenikania substancji do porowatej matrycy skalnej w skałach o podwójnej porowatości może być opóźnienie migracji (Zuber & Motyka 1994). W obszarze wysokich stężeń składników dominują zjawiska rozpuszczania i wytrącania substancji (Deutsch 1997).

Czas przesączania pionowego dla znacznika konserwatywnego (nieulegającego opóźnieniu) w utworach o charakterze porowym uzależniony jest głównie od wielkości konwekcyjnego przenoszenia i przyjmuje wartość wynikającą bezpośrednio z prędkości przesączania wód przez

strefę aeracji. Natomiast czas przemieszczania w ośrodku hydrogeologicznym zanieczyszczenia ulegającego opóźnieniu (w tym przypadku rtęci) wynika dodatkowo z wielkości opóźnienia ruchu substancji względem średniej prędkości przepływu wód. Opóźnienie migracji wyrażane jest współczynnikiem opóźnienia (retardacji) R , a związane jest głównie z procesami sorpcji. Brak jest w literaturze wystarczających wyników badań dotyczących parametrów migracji rtęci w środowisku gruntowo-wodnym. Analizowane dane literaturowe (Roszak 1990; Witczak & Adamczyk 1994; Macioszczyk & Dobrzyński 2002; Małecki i in. 2006) wskazują na dużą rozpiętość współczynnika opóźnienia migracji rtęci R w granicach od kilku do ponad 100 (w odniesieniu do prędkości migracji znacznika konserwatywnego). W pracy J.J. Małeckiego i in. (2006) podawane stałe podziału pozwalają na szacowanie wielkości opóźnienia rtęci na poziomie od kilkudziesięciu dla piasków (sorpcja duża) do około 1000 dla glin (sorpcja bardzo duża). Inne prace publikowane podają wartości współczynnika opóźnienia R dla rtęci w piaskach na poziomie powyżej 100 (sorpcja bardzo duża) (Witczak & Adamczyk 1994; Macioszczyk & Dobrzyński 2002). Opóźnienie objawia się R -krotnie wolniejszym ruchem substancji ulegającej temu zjawisku względem średniej szybkości ruchu wody podziemnej. Sorpcja i wymiana jonowa stanowią istotny bufor czasowy na granicy przemieszczających się zanieczyszczeń (Małecki i in. 2006; Piekarski 2009).

Gleby, grunty, utwory wodonośne zarówno w strefie aeracji jak i saturacji mają zdolność sorbowania różnych związków i substancji chemicznych, w tym rtęci, rozpuszczonych w wodach podziemnych. Zjawisko sorpcji powoduje zmianę stężenia substancji chemicznych związanych z fazą stałą i ciekłą w wyniku międzyfazowego transferu masy. Zależność między stężeniem substancji w roztworze i masą zasorbowaną w odniesieniu do masy sorbenta wyrażana jest przez współczynnik (stałą) podziału K . Rozdział zanieczyszczenia między roztworem wodnym a fazą stałą w stanie równowagi określa izoterma sorpcji, mająca postać równania matematycznego opisującego związek między stężeniem substancji w wodzie a odpowiadającym mu stężeniem w fazie stałej. Badania sorpcji pozwalają na szacowanie wielkości opóźnienia konkretnego zanieczyszczenia w gruntach. Do opisu sorpcji metali ciężkich w gruntach najczęściej stosuje się trzy modele: Henry'ego o charakterze liniowym, Freudlicha o charakterze logarytmicznym oraz Langmuira,

który uwzględnia maksymalną pojemność sorpcyjną. Modele sorpcji pomijają specjacje, pH, współzawodnictwo jonów i potencjał redox, dlatego też wyniki tych badań należy traktować orientacyjnie (m.in. Macioszczyk & Dobrzyński 2002; Małecki i in. 2006; Kyzioł-Komosińska & Kukułka 2008; Kiecak i in. 2013). O wyborze izotermy sorpcji decyduje dopasowanie krzywej teoretycznej do danych doświadczalnych, natomiast miarą może być współczynnik dopasowania (determinacji R^2). Liniowa izoterma sorpcji jest typową zależnością dla stosunkowo niedużych stężeń sorbowanych składników w wodzie. (Freeze & Cherry 1979; Schwarzenbach i in. 1993; Witczak & Adamczyk 1994; Malina 1996; 1999; Małecki i in. 2006). W rzeczywistości jednak izoterma sorpcji przyjmuje często charakter nieliniowy, według Freundlicha czy Langmuira (m.in.: Kyzioł i in. 2006; Kyzioł-Komosińska & Kukułka 2008; Piekarski 2009, Kiecak i in. 2013; Piekarski & Dąbrowski 2011; Szala i in. 2013; Wierzbicki 2013). Badania sorpcji rtęci na rudach darniowych wykazały liniowość procesu w odniesieniu do stężenia początkowego roztworu (Bajda i in. 2004).

3. Metodyka badań i przyjęte założenia

W celu określenia możliwości sorbentów do wiązania pierwiastków stosowane są metody prowadzone w warunkach laboratoryjnych oraz w warunkach terenowych. Badania laboratoryjne można podzielić generalnie na dwie grupy (Kleczkowski red. 1999; Małecki i in. 2006; Kyzioł-Komosińska & Kukułka 2008):

- prowadzone w warunkach statycznych kontaktu fazy stałej i roztworu, w układzie zamkniętym (metoda batch),
- prowadzone w warunkach dynamicznych kontaktu fazy stałej i roztworu, w układzie otwartym z możliwością wymiany wody i substancji z otoczeniem (metoda kolumnowa).

Najprostszą metodą badania właściwości sorpcyjnych gruntu względem konkretnego zanieczyszczenia są badania w warunkach statycznych. Badania takie polegają na wytrząsaniu próbki gruntu z roztworem metali przez określony czas, aż do momentu ustalenia się stanu równowagi chemicznej. Doświadczenia wykonane dla różnych stężeń jonów metali umożliwiają wyznaczenie zależności pomiędzy końcowym stęże-

niem jonów w roztworze a masą zasorbowaną przez fazę stałą. W prezentowanej pracy badania sorpcji (adsorpcji) oparto na testach statycznych wykonanych zarówno przy różnym stężeniu początkowym rtęci w roztworach, jak też przy różnych proporcjach objętościowych roztworu do gruntu (L/S).

Analizę sorpcji rtęci przeprowadzono dla utworów piaszczystych, pobranych z okolic Krakowa. Badania zawartości rtęci w próbkach, przeprowadzono z wykorzystaniem spektrometru absorpcji atomowej AMA 254. Badania laboratoryjne przeprowadzono łącznie dla 4 próbek gruntów. Próbki X1 oraz X2 pobrano w znaczącej odległości od tras szybkiego ruchu (około 200-300 m), natomiast próbki A3 i A8 pobrano w bezpośrednim otoczeniu południowej obwodnicy Krakowa w miejscach analizowanych we wcześniejszych pracach autora (Klojzy-Karczmarczyk 2011; 2013). We wszystkich pobranych próbkach stwierdzono zawartość początkową rtęci, a wielkości pomierzone zestawiono w tabeli 1. Pozyskanie prób gruntów, w których nie obserwuje się rtęci okazało się w praktyce zagadnieniem trudnym. Próbki X1 oraz X2 wysuszono w temperaturze 105°C, taki zabieg nie doprowadził do usunięcia rtęci z próbki, a zawartość rtęci po suszeniu próbek w tej temperaturze nie uległa znaczącej zmianie.

Testy statyczne wykonano w dwóch proporcjach objętościowych. Stosunek objętości zanieczyszczonej wody dejonizowanej i fazy stałej (L/S) wynosił 10:1 oraz 5:1. W trakcie eksperymentu zastosowano wodę dejonizowaną sztucznie zanieczyszczoną rtęcią o różnych stężeniach (tab. 2). Badania prowadzono w pojemnikach o pojemnościach 200 cm³, a objętość roztworu użyta do eksperymentu to 100 cm³. W celu uzyskania roztworu stabilnego, zanieczyszczonego rtęcią, roztwory zostały zakwaszone stężonym HCl (objętość kwasu solnego odpowiadała pojemności buforowej gruntów). Następnie pojemniki z próbkami zostały szczelnie zamknięte, po czym poddano je wytrząsaniu. Po tym czasie próbki pozostawiono w warunkach statycznych do uzyskania stanu równowagi. Badania przeprowadzono w warunkach pokojowych, w temperaturze 22-24°C.

Masa zasorbowanej przez materiał gruntowy rtęci w trakcie eksperymentu została obliczona ze wzoru opartego na bilansie masy (Maclecki i in. 2006):

$$S = (C_0 - C) \times \frac{V}{m_s} \quad (1)$$

gdzie:

S – stężenie równowagowe zasorbowane [mmol/kg],

C_0 – stężenie początkowe [mmol/dm³],

C – stężenie w roztworze po ustalonym stanie równowagi [mmol/dm³],

V – objętość roztworu użytego do oznaczeń [cm³],

m_s – masa sorbenta (materiału warstwy wodonośnej) [g].

Sorpcja Hg dla analizowanego materiału gruntowego została opisana przy pomocy izotermi o charakterze liniowym:

$$S = K_d \times C \quad (2)$$

gdzie:

K_d – stała podziału dla liniowej izotermi sorpcji [dm³/kg].

Na podstawie wyznaczonej stałej podziału zanieczyszczenia pomiędzy sorbentem a roztworem oszacowano współczynnik opóźnienia R , określający wielokrotność opóźnienia migracji składnika ulegającego sorpcji w stosunku do składników o charakterze konserwatywnym. Współczynnik opóźnienia R obliczono zarówno z pominięciem stężenia początkowego rtęci w próbkach gruntu oraz z uwzględnieniem początkowej zawartości rtęci w gruncie S_0 . Gęstość objętościowa szkieletu gruntowego ρ_d oraz porowatość efektywna n_e zostały dobrane na podstawie danych literaturowych (Pazdro & Kozerski 1990) (tab. 1). Współczynnik opóźnienia obliczono ze wzoru (Freeze & Cherry 1979):

$$R = 1 + \frac{\rho_d}{n_e} K_d \quad (3)$$

gdzie:

n_e – porowatość otwarta (porowatość efektywna n_e),

ρ_d – gęstość objętościowa szkieletu gruntowego [kg/dm³],

$K_d = \frac{S}{C}$ (dla wyznaczonej linii trendu; rys. 1, rys. 2).

4. Analiza uzyskanych wyników

Eksperyment prowadzono do czasu ustalenia warunków równowagowych, określonego na 15-18 dni. Grunty przeznaczone do badań różnią się składem granulometrycznym. Analiza granulometryczna (analiza sitowa) wykazała, że próbki X1 oraz A8 można zaliczyć do piasków

drobnych, natomiast próbki X2 oraz A3 można zaliczyć do piasków średnich. Stężenie początkowe Hg w roztworach zastosowanych do badań oraz proporcje objętościowe zastosowanych materiałów podano w tabeli 2.

Tabela 1. Charakterystyka gruntów stosowanych w badaniach laboratoryjnych metodą statyczną

Table 1. Characteristics of the soils used for laboratory tests using batch tests

Numer próbki i głębokość poboru [m p.p.t.]	Rodzaj gruntu (na podstawie analizy sitowej)	Zawartość całkowita Hg początkowa w gruncie S_0 [mg/kg s.m.]	Gęstość objętościowa szkieletu gruntowego ρ_d [kg/dm ³] *	Porowatość efektywna n_e *
X1 (0,4-0,6)	piasek drobny	0,05407	1,70	0,32
X2 (0,4-0,6)	piasek średni	0,01286	1,80	0,32
A8 (0,8-1,0)	piasek drobny	0,03834	1,70	0,32
A3 (0,4-0,6)	piasek średni	0,04294	1,80	0,32

* na podstawie danych literaturowych (Pazdro & Kozerski 1990)

Próbki gruntu X1 oraz X2 wytrząsane były ok. 4 godziny a następnie roztwory poddano analizie na zawartość rtęci po 1, 3, 8 oraz 15 dniach. Czas ustalenia warunków równowagowych przyjęto jako 15 dni (różnica w dwóch kolejnych pomiarach w odniesieniu do stężenia początkowego nie przekraczała 5%). W próbkach tych pomierzono wartości pH na poziomie 7,1-7,9. Natomiast próbki A3 oraz A8 pozostawały w kontakcie z roztworem około 72 godziny (w tym 24 godzin wytrząsania), po czym przeprowadzono pomiary stężenia rtęci po 1, 2, 5, 7, 8, 11, 15 oraz 18 dniach od zakończenia wytrząsania. Za poziom równowagi przyjęto stan, w którym różnica dwóch kolejnych pomiarów nie przekraczała odpowiednio 10% oraz 1% w stosunku do stężenia początkowego. Czas ustalenia warunków równowagowych Hg w roztworze i rtęci zasorbowanej przez fazę stałą wynosił 18 dni. W roztworach tych pomierzono pH na poziomie 8,4-8,6. Sorpcja rtęci zachodzi najsilniej przy pH 7,5-8 (Macioszczyk & Dobrzyński 2002).

Tabela 2. Zestawienie uzyskanych wyników badań sorpcji
Table 2. Listed results of obtained sorption studies

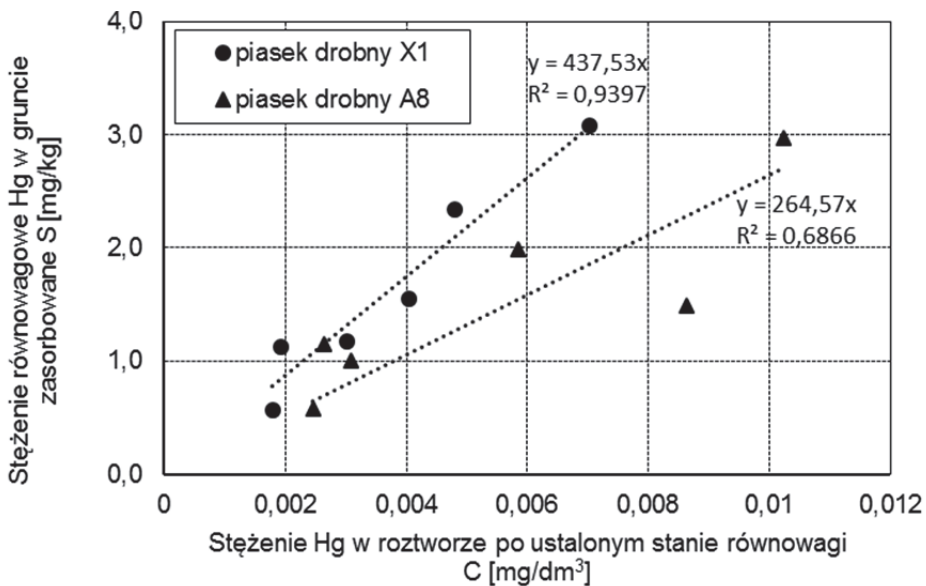
Numer próbki	Stosunek objętości roztworu i fazy stałej L/S	Stężenie początkowe Hg w roztworze C_0 [mmol/dm ³]	Równowagowe stężenie w roztworze Hg C [mmol/dm ³]	Wielkość Hg zasorbowana w trakcie eksperymentu S [mmol/kg]
X1	10:1	0,0005728	0,0000096	0,0056324
	10:1	0,0011895	0,0000240	0,0116551
	10:1	0,0015694	0,0000350	0,0153432
	5:1	0,0005728	0,0000089	0,0028194
	5:1	0,0011895	0,0000150	0,0058724
	5:1	0,0015694	0,0000202	0,0077459
X2	10:1	0,0005728	0,0000090	0,0056379
	10:1	0,0011895	0,0000227	0,0116676
	10:1	0,0015694	0,0000525	0,0151683
	5:1	0,0005728	0,0000079	0,0028244
	5:1	0,0011895	0,0000246	0,0058243
	5:1	0,0015694	0,0000259	0,0077175
A8	10:1	0,0005853	0,0000132	0,0057211
	10:1	0,0010215	0,0000292	0,0099232
	10:1	0,0015295	0,0000510	0,0147844
	5:1	0,0005853	0,0000123	0,0028650
	5:1	0,0010215	0,0000154	0,0050304
	5:1	0,0015295	0,0000430	0,0074326
A3	10:1	0,0005853	0,0000064	0,0057889
	10:1	0,0010215	0,0000304	0,0099113
	10:1	0,0015295	0,0000545	0,0147500
	5:1	0,0005853	0,0000144	0,0028546
	5:1	0,0010215	0,0000302	0,0049566
	5:1	0,0015295	0,0000374	0,0074605

S – obliczono ze wzoru opartego na bilansie masy (Malecki i in. 2006)

Oznaczone w warunkach laboratoryjnych wartości stężeń Hg w roztworach po ustaleniu stanu równowagi oraz obliczoną wielkość sorpcji przez próbki gruntu zestawiono w tabeli 2 na rysunkach 1 i 2. Do opisu sorpcji rtęci w analizowanych gruntach zastosowano model Henry'ego, o charakterze liniowym. Dla liniowej izotermy sorpcji w każdym przypadku uznano dopasowanie, jako wystarczające (współczynnik determinacji R^2 od 0,61 do 0,94). Dopasowanie nieliniowych modeli teore-

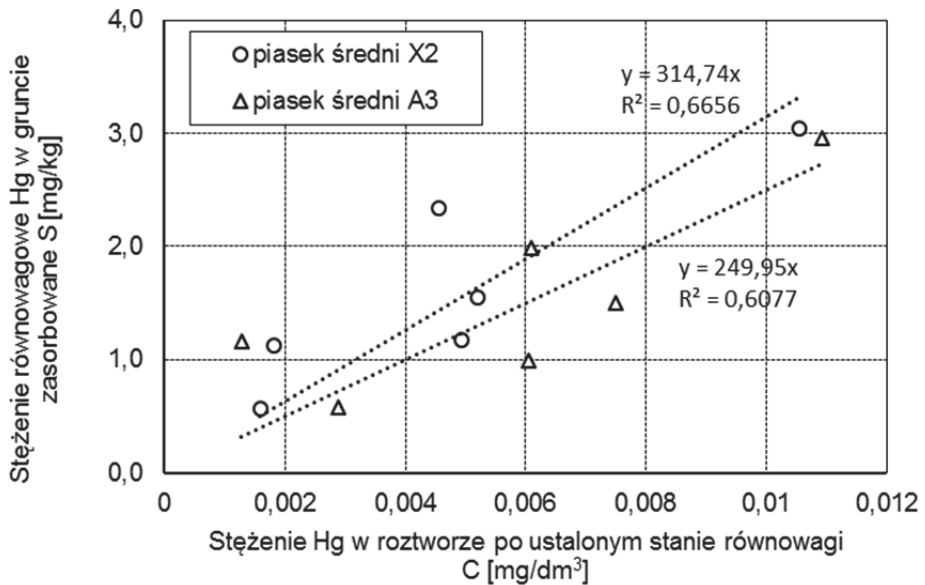
tycznych do danych doświadczalnych nie przyniosło znacząco lepszych rezultatów. Przy zastosowaniu modelu Freundlicha o charakterze logarytmicznym osiągnięto współczynniki determinacji R^2 od 0,41 do 0,88. Do dalszych analiz przyjęto, zatem modele o charakterze liniowym.

Masa zasorbowanej rtęci w trakcie eksperymentu jest wysoka i wielokrotnie przekracza wartości pomierzone w gruntach, jako początkowe S_0 . Obliczone stężenie w gruncie po ustabilizowanym procesie sorpcji osiąga wartości od 0,56 do 3,08 mg/kg (rys. 1 i 2). Jeszcze wyższe wielkości sorpcji rtęci podają materiały publikowane na przykładzie rud darniowych, gdzie sięga ona od 400 do 440 mg/kg (Bajda i in. 2004).



Rys. 1. Izotermy sorpcji rtęci dla piasków drobnych z pominięciem stężenia początkowego w próbkach gruntu

Fig. 1. The sorption isotherms for fine sand excluding primary mercury concentration in the soil samples



Rys. 2. Izotermy sorpcji rtęci dla piasków średnich z pominięciem stężenia początkowego w próbkach gruntu

Fig. 2. The sorption isotherms for medium sands excluding primary mercury concentration in the soil samples

Z powodu braku możliwości pozyskania gruntów o zerowej zawartości rtęci niemożliwe okazało się w warunkach laboratoryjnych badanie procesu sorpcji w całym możliwym zakresie. W obliczeniach opóźnienia rtęci zastosowano dwa schematy obliczeń dla oceny współczynnika opóźnienia R rtęci w gruntach (tab. 3). W pierwszym przypadku pominięte zostało stężenie początkowe w próbkach gruntu ze względu na brak możliwości szacowania udziału formy ulegającej sorpcji w gruntach jeszcze przed rozpoczęciem eksperymentu. Uzyskane w związku z tym wartości współczynnika opóźnienia R dla rtęci w analizowanych gruntach opierają się jedynie na wielkości sorpcji, która miała miejsce w czasie eksperymentu. W drugim przypadku uwzględniono wartości stężenia początkowego rtęci w gruntach S_0 . Założono, że całość rtęci obecnej w gruncie związana jest z procesem sorpcji. W procesie szacowania wielkości sorpcji nie analizowano potencjalnych wielkości wymywania rtęci z gruntów. Wymywalność związków związana może być zarówno z procesami sorpcji, jak też procesami rozpuszczania i niemożliwe jest, na tym etapie, rozdzielenie tych procesów.

Przeprowadzone badania statyczne wykazały, że wielkość opóźnienia migracji rtęci kształtuje się od 1407 do 1782 w przypadku piasków średnich oraz od 1406 do 2387 w przypadku piasków drobnych (tab. 3). Należy zauważyć, że próbka X1 charakteryzuje się zdecydowanie wyższą zawartością frakcji ziarnowych o średnicach $<0,25$ mm w porównaniu z próbką A8. Założenia przyjęte w pracy są zdecydowanym uproszczeniem i mogą odbiegać od warunków rzeczywistych.

Tabela 3. Zestawienie uzyskanych wyników współczynnika opóźnienia R rtęci – liniowa izoterma sorpcji

Table 3. Results of the mercury retardation coefficient R – Henry model

Numer próbki	Współczynnik opóźnienia R Stężenie równowagowe nie uwzględnia stężenia początkowego Hg w gruncie	Współczynnik opóźnienia R Stężenie równowagowe uwzględnia stężenie początkowe Hg w gruncie: S_0 [mg/kg s.m.]
piasek drobny		
X1	2325	2387
A8	1406	1435
piasek średni		
X2	1771	1782
A3	1407	1439

5. Wnioski

Przeprowadzone badania statyczne (metoda batch) i dopasowanie modelu liniowego do uzyskanych wyników dla każdej z prób wykazały, że wielkość opóźnienia rtęci kształtuje się na poziomie 1400-1800 w przypadku piasków średnich oraz 1400-2400 w przypadku piasków drobnych. Nieco wyższa wartość opóźnienia R rtęci w piaskach drobnych może być spowodowana odmiennym składem i większym udziałem ziaren o mniejszej średnicy (Klojzy-Karczmarczyk 2014). Czas ustalenia warunków równowagowych zawartości Hg w roztworze i zasorbowanej przez fazę stałą w analizowanych przypadkach można przyjąć jako 18 dni od czasu zakończenia wytrząsania próbek.

Uzyskany współczynnik opóźnienia R przyjmuje zbliżone wartości bez względu na przyjęty schemat obliczeń. Nie obserwuje się istotnej różnicy w uzyskanych wynikach przy założeniu obliczeń z pominięciem stężenia początkowego oraz przy uwzględnieniu wielkości potencjalnej

sorpcji rtęci, która miała miejsce przed rozpoczęciem eksperymentu. Na podstawie obliczonego R , zgodnie z klasyfikacją intensywności sorpcji wg E. Osmędy-Ernst oraz S. Witczaka (1991) we wszystkich analizowanych przypadkach można określić sorpcję, jako nieograniczoną. Przy takich wartościach parametru można sądzić, że zagrożenie zanieczyszczeniem rtęcią dla wód podziemnych w wyniku migracji z powierzchni terenu jest znikome. Możliwa jest natomiast kumulacja rtęci w przypowierzchniowych warstwach gleby czy gruntu.

Uzyskane wartości odnoszą się do analizowanych próbek i są wyższe od wielkości podawanych w literaturze, gdzie intensywność sorpcji określono jako dużą lub bardzo dużą. Spotykane w literaturze informacje dotyczące intensywności sorpcji różnych zanieczyszczeń są często rozbieżne ze względu na stosowaną metodykę i objęcie badaniami różnych ośrodków skalnych. Ze względu na dużą zmienność składu mineralnego oraz organicznego fazy stałej, parametry migracji powinny być rozpatrywane indywidualnie. W związku z przyjętymi założeniami dla potrzeb eksperymentu i zastosowanymi uproszczeniami uzyskane w pracy wartości należy traktować jako orientacyjne.

Praca została zrealizowana w ramach prac statutowych IGSMiE PAN

Literatura

- Bajda, T., Kłojzy-Karczmarczyk, B., Rzepa, G., Fijał, J., Mazurek, J. (2004). Sorpcja Cu(II), Zn(II) i Hg (II) na naturalnych i modyfikowanych rudach darniowych. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi – Mineral Resources Management*, 20(2), 83-98.
- Choma-Moryl, K. & Rinke, M. (2005). Ocena możliwości sorpcyjnych Cd i Pb przez wybrane grunty spoiste z terenu Dolnego Śląska (Polska) w aspekcie ich wykorzystania do uszczelniania składowisk odpadów. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi – Mineral Resources Management*, 21(2), 69-82.
- Czerniak, A. & Poszyler-Adamska, A. (2009). Ocena zasięgu migracji pierwiastków śladowych generowanych przez ruch samochodowy metodą pomiarów magnetometrycznych gleb. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 5/2009, 7-18.
- Deutch, J. (1997). *Groundwater geochemistry. Fundamentals and applications to contamination*. New York: Lewis Publ., Boca Raton.
- Freeze, R.A. & Cherry, J.A. (1979). *Groundwater*. New Jersey: Prentice Hall Inc.

- Kiecak, A., Kret, E., Malina, G. (2013). Ocena opóźnienia migracji TCE w ośrodku porowatym na podstawie testów statystycznych. *Przegląd Geologiczny*, 61(1), 62-66.
- Kleczkowski, A.S. (red.) (1999). *Prędkość migracji zanieczyszczeń przez strefę aeracji na podstawie badań polowych i laboratoryjnych*. Kraków: Wyd. Akademia Górniczo-Hutnicza.
- Klojzy-Karczmarczyk, B. & Mazurek, J. (2005). Rtęć w strefie aeracji otoczenia drogi krajowej 79 na odcinku Chrzanów – Kraków. XII Sympozjum. *Współczesne Problemy Hydrogeologii, tom XII*, 337-344.
- Klojzy-Karczmarczyk, B. (2011). Ocena zagrożenia zanieczyszczeniem rtęcią wód podziemnych w wyniku oddziaływania wybranych odcinków dróg na obszarze centralnej Polski. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 13, 1766-1782.
- Klojzy-Karczmarczyk, B. (2013). Analiza wieloletnich badań zawartości rtęci w gruntach z bezpośredniego otoczenia południowej obwodnicy Krakowa. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 15, 1053-1069.
- Klojzy-Karczmarczyk B. (2014). Zmienność zawartości rtęci w poszczególnych frakcjach gruntów z otoczenia odcinka obwodnicy Krakowa. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 16, 363-375.
- Kyzioł, J., Barba Martín-Sonseca, M.F., Callejas Gómez, P., Szwej, M. (2006). Iły trzeciorzędowe towarzyszące pokładom węgla brunatnych jako tanie sorbenty metali ciężkich. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi – Mineral Resources Management*, 22(3), 99-108.
- Kyzioł-Komosińska, J. & Kukułka, L. (2008). *Wykorzystanie kopalni towarzyszących pokładom złóż węgla brunatnych do usuwania metali ciężkich z wód i ścieków*. Zabrze: Prace i Studia, nr 75.
- Macioszczyk, A. & Dobrzyński, D. (2002). *Hydrogeochemia strefy aktywnej wymiany wód podziemnych*. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN.
- Malina, G. (1996). Badania sorpcji węglowodorów ropopochodnych w gruncie piaszczystym strefy aeracji. Stałe podziału dla liniowych izoterm i kinetyka sorpcji. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi*, 12, 507-531.
- Malina, G. (1999). *Biowentylacja (SBV) strefy aeracji zanieczyszczonej substancjami ropopochodnymi*. Częstochowa: Wyd. Politechniki Częstochowskiej.
- Małecki, J.J., Nawalany, M., Witczak, S., Gruszczyński, T. (2006). *Wyznaczenie parametrów migracji zanieczyszczeń w ośrodku porowatym dla potrzeb badań hydrogeologicznych i ochrony środowiska. Poradnik metodyczny*. Warszawa: Uniwersytet Warszawski, Wydział Geologii.

- Osmęda-Ernst, E. & Witczak, S. (1991). Parametry migracji wybranych zanieczyszczeń w wodach podziemnych. *W: Ochrona wód podziemnych w Polsce. Stan i kierunki badań. Publikacje CPBP 04.10., 56*, 201-215.
- Pazdro, Z. & Kozerski, B. (1990). *Hydrogeologia ogólna*. Warszawa: Wyd. Geologiczne.
- Piekarski, J. & Dąbrowski, T. (2011). Analiza uproszczonych równań dynamiki adsorpcji. *Inżynieria Ekologiczna, 24*, 164-173.
- Piekarski, J. (2009). *Numeryczne modelowanie procesu filtracji i sorpcji*. Koszalin: Politechnika Koszalińska.
- Roszak, W. (1990). Sorpcja a proces migracji metali ciężkich w wodach podziemnych. *Zeszyty Naukowe AGH, Sozologia i Sozotechnika, 31*.
- Szala, B., Turek, P., Jeleń, A., Bajda, T. (2013). Synteza i właściwości sorpcyjne organo-zeolitów. *Zeszyty Naukowe. Inżynieria Środowiska/Uniwersytet Zielonogórski, 150*, 5-12.
- Schwarzenbach, R.P., Gschwend, P.M., Mboden, D. (1993). *Environmental organic chemistry*. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Wierzbiński, M. (2013). Changes in the sorption/diffusion kinetics of a coal-methane system caused by different temperatures and pressures. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi – Mineral Resources Management, 29(4)*, 155-168.
- Witczak, S. & Adamczyk, A. (1994). *Katalog wybranych fizycznych i chemicznych wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych i metod ich oznaczania*. Warszawa: Biblioteka Monitoringu Środowiska Tom II.
- Xinwei, Lu, Loretta, Y. Li, Lijun, Wang, Kai, Lei, Jing, Huang, Yuxiang, Zhai (2009). Contamination assessment of mercury and arsenic in roadway dust from Baoji. *Atmospheric Environment, Elsevier, 43(15)*, 2489-2496.
- Zuber, A. & Motyka, J. (1994). Matrix porosity as the most important parameter of fissured rocks for solute transport at large scales. *Journal of Hydrology, 158*, 19-46.

Estimation of Retardation of Mercury Migration in Sandy Soils near Krakow Using Batch Tests

Abstract

An important element in predicting the migration of contaminants from the surface to the aquifers is to assess the speed of migration through the aeration zone. Estimating the average time of water percolation from the surface to the aquifer allows to determine the susceptibility of groundwater to contamination. Long-term research of soils in the impact zone of the southern Krakow ring road indicates the possibility of slow accumulation of mercury in subsur-

face soil horizons or a very slow migration into the horizons. Migration time of conservative contaminants in porous deposits depends mainly on the size of convective migration. Migration time of retarded contamination in a hydrogeological centre (in this case it is mercury) is additionally dependent on the size of sorption, and consequently on the retardation expressed by retardation factor R . The aim of this study was to assess the size of this parameter for the soils sampled near Krakow, and differing in particle size composition. The mercury sorption study was therefore carried out for deposits classified as fine and medium sands. Laboratory tests were conducted for 4 soil samples which indicated initial mercury contamination. Sorption batch tests were carried out in different proportions of the solid phase to the liquid phase. During the experiment, deionized water artificially contaminated with mercury at different concentrations was used. Mercury absorbed by the soil during the experiment was calculated from the formula based on mass balance. Hg sorption for the analysed soil material was described using Henry model, the linear isotherm. The correlation between the concentration of substances in solution and solid phase determines the distribution of the sorbed substance between solution and solid phase. Based on the determined contamination distribution constant between the sorbent and the solution the retardation coefficient R was determined; it defines the retardation multiple of the component undergoing sorption with respect to the components which are conservative in nature. The experiment was conducted taking into account the time to determine equilibrium conditions defined at 15-18 days. The resulting retardation coefficient R accepts a similar values regardless of the adopted course of action. The conducted batch tests indicated that mercury retardation ranges from 1407 to 1782 in the case of medium sands and from 1406 to 2387 in the case of fine sand. On the basis of the calculated R , in accordance with the classification of the sorption intensity by E. Osmęda-Ernst and S. Witczak (1991), sorption may be defined as unlimited. Due to the assumptions for experimental purposes and the applied simplifications, the resulting values should be considered indicative.

Streszczenie

Istotnym elementem prognozowania migracji zanieczyszczeń z powierzchni terenu do warstw wodonośnych jest ocena prędkości migracji przez strefę aeracji. Szacowanie średniego czasu przesączenia wody z powierzchni terenu do warstwy wodonośnej pozwala na określenie podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie. Wieloletnie badania gruntów w zasięgu oddziaływania południowej obwodnicy Krakowa wskazują na możliwość powolnej kumulacji rtęci w przypowierzchniowych warstwach gruntu lub też na bardzo powolną migrację w głąb warstw. Czas przemieszczania znacznika konserwatywnego

w utworach o charakterze porowym uzależniony jest głównie od wielkości konwekcyjnego przenoszenia. Natomiast czas przemieszczania w ośrodku hydrogeologicznym zanieczyszczenia ulegającego opóźnieniu (w tym przypadku rtęci) uzależniony jest dodatkowo od wielkości sorpcji, a w konsekwencji opóźnienia migracji wyrażanego współczynnikiem opóźnienia (retardacji) R . Celem badań była ocena wielkości tego parametru dla gruntów pobranych z okolic Krakowa, różniących się składem granulometrycznym. Badania sorpcji rtęci przeprowadzono dla utworów zaklasyfikowanych jako piaski drobne oraz piaski średnie. Badania laboratoryjne przeprowadzono dla 4 próbek gruntów, dla których wykazano początkowe zanieczyszczenie rtęcią. Przeprowadzono testy statyczne sorpcji w różnych proporcjach fazy stałej do fazy ciekłej (testy batch). W trakcie eksperymentu zastosowano wodę dejonizowaną sztucznie zanieczyszczoną rtęcią o różnych stężeniach. Masa zasorbowanej przez materiał gruntowy rtęci w trakcie eksperymentu została obliczona ze wzoru opartego na bilansie masy. Sorpcja Hg dla analizowanego materiału gruntowego została opisana przy pomocy izotermy Henry'ego o charakterze liniowym. Zależność między stężeniem substancji w roztworze i fazie stałej określa podział sorbowanej substancji między roztworem a fazą stałą. Na podstawie wyznaczonej stałej podziału zanieczyszczenia pomiędzy sorbentem a roztworem oszacowano współczynnik opóźnienia R , określający wielokrotność opóźnienia migracji składnika ulegającego sorpcji w stosunku do składników o charakterze konserwatywnym. Eksperyment prowadzono z uwzględnieniem czasu ustalenia warunków równowagowych określonego na 15-18 dni. Uzyskany współczynnik opóźnienia R przyjmuje zbliżone wartości bez względu na przyjęty schemat obliczeń. Przeprowadzone badania statyczne wykazały, że wielkość opóźnienia rtęci kształtuje się od 1407 do 1782 w przypadku piasków średnich oraz od 1406 do 2387 w przypadku piasków drobnych. Na podstawie obliczonego R , zgodnie z klasyfikacją intensywności sorpcji wg E. Osmędy-Ernst oraz S. Witczaka (1991) można określić sorpcję jako nieograniczoną. W związku z przyjętymi założeniami dla potrzeb eksperymentu i zastosowanymi uproszczeniami uzyskane wartości należy traktować jako orientacyjne.

Słowa kluczowe:

rtęć, testy statyczne, współczynnik opóźnienia R , piaski średnie, piaski drobne

Keywords:

mercury, batch test, retardation coefficient R , medium sand, fine sand



Charakterystyka biorekultywacji gleb skażonych produktami ropopochodnymi metodą pryzmowania ex situ

*Anna Dmochowska, Dariusz Dmochowski, Stanisław Biedugnis
Szkoła Główna Służby Pożarniczej, Warszawa*

1. Wstęp

Gleba jest złożonym elementem środowiska naturalnego, dzięki któremu może funkcjonować ekosystem. W glebie zachodzą złożone, wieloetapowe procesy, powodujące zmiany form i rozkład materii organicznej. Gleba jest siedliskiem wielu różnorodnych mikroorganizmów a także wyższych organizmów żywych. Na powierzchni gleby rozwija się bogata szata roślinna, czerpiąca z niej wodę i niezbędne do życia składniki mineralne (Cebula & Rajca 2014, Furdyn & Kawala 1996, Karczewska 2012).

Gleba gdy zostanie skażona substancjami ropopochodnymi staje się materią niebezpieczną, szkodliwą dla życia biologicznego oraz prawidłowego funkcjonowania ekosystemu. Węglowodory w zależności od właściwości fizykochemicznych (masa cząsteczkowa, obecność chlorowcopochodnych, pierścieni aromatycznych i cyklicznych oraz wiązań wielokrotnych) i przepuszczalności gleby z różną szybkością będą migrowały w głąb warstwy glebowej. Przemieszczanie się węglowodorów może zachodzić pionowo lub poziomo w przestrzeni glebowej. W glebie dobrze przepuszczalnej, migracja głównie odbywa się w kierunku pionowym, a następnie, gdy osiągnie poziom zwierciadła wód podziemnych – poziomo. Zjawisko to wiąże się z bezpośrednim niebezpieczeństwem skażenia lokalnych źródeł wody pitnej.

Biodostępność węglowodorów alifatycznych i aromatycznych w stosunku do komórek mikroorganizmów zależy od różnych czynników: fizycznych (struktura gleby, rozmiar porów), chemicznych (adsorpcji, wymiany jonowej, kompleksowania) i mikrobiologicznych (głównie budowy ścian komórkowych). Lekkie frakcje benzynowe zawierające w łańcuchu węglowodorowym od 3 do 11 atomów węgla, są mobilne, reaktywne oraz w dużych stężeniach, (rzędu kilkuset mg/kg s.m.) wysoce toksyczne. Natomiast cięższe frakcje olejowe są stosunkowo mniej toksyczne, wolniej się przemieszczają, natomiast szczelnie zasklepiają pory glebowe, powodując degradację gleby na skutek deficytu tlenowego (Gierak 1995, Kołwzan 2003, Siuta 2003).

Produkty naftowe wprowadzone do gleby w sposób niekontrolowany w wyniku awarii technicznych lub zdarzeń komunikacyjnych wpływają więc negatywnie na jej funkcje ekologiczne. Dodatkowo, należy nadmienić, że na poziomie reducentów dokonują się niekorzystne przekształcenia w składzie ilościowym i jakościowym mikroorganizmów glebowych. Zostaje zahamowane zjawisko fotosyntezy oraz zablokowany zostaje proces oddychania roślin. Poważnemu zakłóceniu ulegają, także relacje wodne w glebie w strefie korzeniowej roślin, skutkujące niedoborem składników mineralnych (Kołwzan 2003, Surygała 2000, Surygała 2001).

Najczęściej stosowanymi metodami rekultywacji skażonych przez produkty ropopochodne gleb są metody biotechnologiczne.

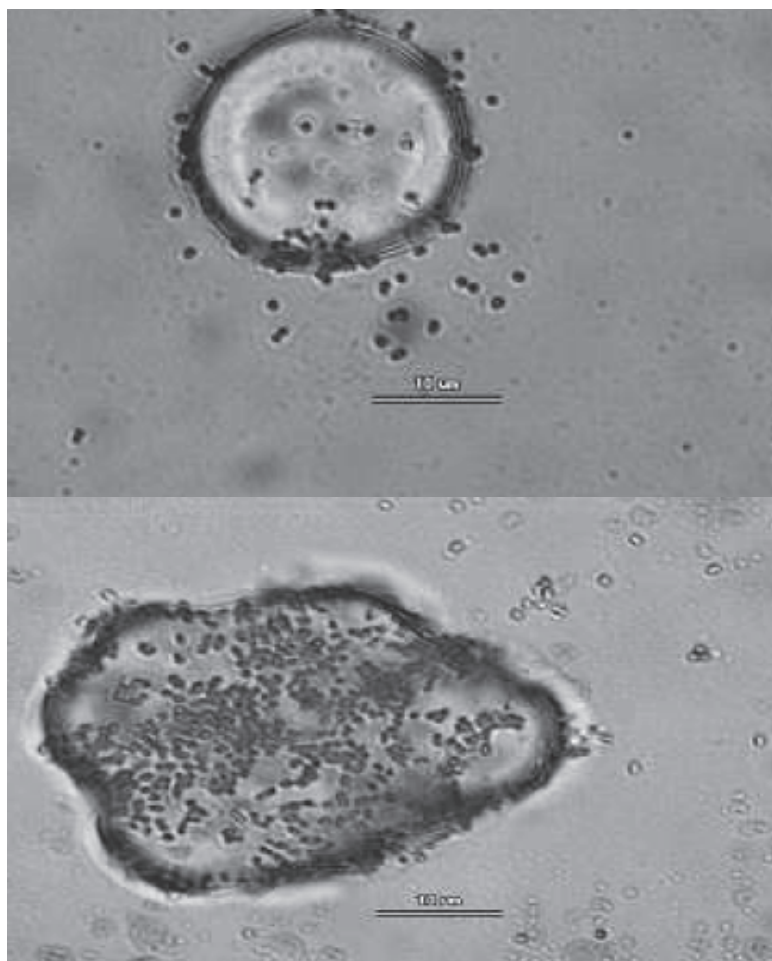
Bioremediacja jest procesem wykorzystującym specjalistyczne szczepy mikroorganizmów z grupy *Rhodococcus*, *Acinetobacter*, *Pseudomonas*, *Norcardia*, *Mycobacterium*, *Sphingomonas*, które rozkładają substancje toksyczne do związków mniej niebezpiecznych lub obojętnych dla środowiska glebowego (Kołwzan 2007).

Mikroorganizmy stosowane w bioremediacji mogą być mikroflorą naturalnie zasiedlająca skażoną glebę, mogą być też wyhodowane w bioreaktorach lub stosowane w postaci handlowych preparatów, charakteryzujących się wysoką skutecznością biodegradacyjną.

Na rysunku 1 przedstawiono bakterie występujące w kropli oleju napędowego.

Proces bioremediacji może być prowadzony metodami *in situ* lub *ex situ*. Pierwsza metoda polega na usunięciu zanieczyszczeń z zanieczyszczonej gleby w miejscu ich powstania. W drugiej metodzie, skażoną

glebę wydobywa się a następnie transportuje na miejsce, gdzie poddana zostaje ona zabiegom bioremediacyjnym (Kołwzan 2007, Nowak 2008).



Rys. 1. Bakterie występujące w kropli oleju napędowego (Kołwzan 2007)
Fig. 1. The bacteria present in the gas oil droplets

Dopuszczalne stężenia substancji ropopochodnych w glebie lub ziemi, w zależności od określonych klas użytkowania i przeznaczenia gruntu (Dz.U 2002.165.1359) (Rozporządzenia 2002), przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Dopuszczalne poziomy zawartości związków ropopochodnych w glebie lub ziemi w zależności od określonych klas użytkowania i przeznaczenia gruntu (Rozporządzenia 2002)

Table 1. Acceptable levels of petroleum compounds in soil or ground depending on certain classes of use and zoning

Głębokość [m.ppt]	Dopuszczalne stężenie węglowodorów [mg/kg.s.m.]		
	Tereny przemysłowe użytki kopalne, tereny komunikacyjne. GR. C	Użytki rolne, nieużytki, grunty zabudowane i zurbanizowane. GR.B	Nieruchomości gruntowe wchodzące w skład obszarów chronionych. GR.C
0-0,3	-	50	30
0-2,0	1000 ¹⁾	200 ¹⁾	
do 15,0	3000 ²⁾	1000 ²⁾	
poniżej 15,0	Nie dotyczy	1000 ¹⁾ 3000 ²⁾	

¹⁾ Grunty o przepuszczalności do $1 \cdot 10^{-7}$ m/s

²⁾ Grunty o przepuszczalności poniżej $1 \cdot 10^{-7}$ m/s

W metodzie in situ wykorzystywane są zabiegi agrotechniczne. Lekkie frakcje produktów naftowych są usuwane przez odparowanie, natomiast cięższe frakcje poddaje się zabiegowi biodegradacji. Glebę formuje się w cienkie warstwy, które w celu napowietrzenia są przeorywane lub bronowane z jednoczesnym dostarczaniem (w postaci roztworów) mikroorganizmów. Często stosowana jest także metoda bioekstrakcji, polegająca na przepłukiwaniu gleby wodą z mikroorganizmami i odżywkami oraz jednoczesnym napowietrzaniem (Nowak 2008, Turek i in. 2013).

Skażenie gleby substancjami ropopochodnymi powoduje niekorzystny wzrost stosunku węgla do azotu, stąd szybkość procesu biodegradacji może być limitowana stężeniem substancji odżywczych i ich dostępnością. Głównie są to związki azotu i fosforu. Z tego powodu koniecznym zabiegiem jest zasilenie skażonej gleby nawozami azotowymi, w składzie których stosunek C:N:P powinien wynosić: 10:1:0,1 (Gierak 1995, Siuta 2003).

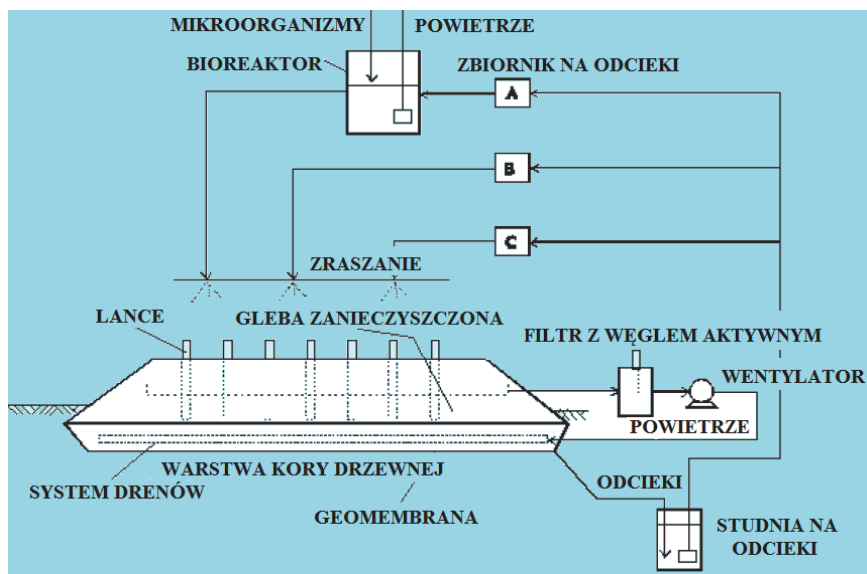
Metoda ex situ stosowana jest w przypadkach, gdy konieczne jest przeprowadzenie remediacji skażonej gleby w stosunkowo krótkim czasie, a także gdy istnieje ryzyko szybkiej migracji niebezpiecznych związków do płytkich wód gruntowych.

Jedną z najczęściej stosowanych metod *ex situ* jest pryzmowanie, które polega na przetransportowaniu zanieczyszczonej gleby na wcześniej specjalnie przygotowane miejsce, o odpowiedniej infrastrukturze technicznej, zabezpieczone przed migracją zanieczyszczeń specjalistyczną geomembraną często wyposażoną w system napowietrzający i drenażowy z możliwością doprowadzenia wody z mikroorganizmami.

Na wspomnianej geomembranie, z gleby formowana jest pryzma, którą poddaje się zaprojektowanym zabiegom technicznym (Kołwzan 2003, Sarbak 2010).

Pryzmę, standardowo przykrywa się folią w kształcie tunelu, który wyposażony jest w system zraszający. Dzięki czemu, na powierzchnię pryzmy, doprowadzona zostaje woda z mikroorganizmami. W trakcie procesu bioremediacji kolektorowane są wypływające z pryzmy odcieki, które po oczyszczaniu i wzbogacaniu w mikroorganizmy są zwracane do pryzmy.

Na rysunku 2 przedstawiono schemat bioremediacji metodą pryzmowania.



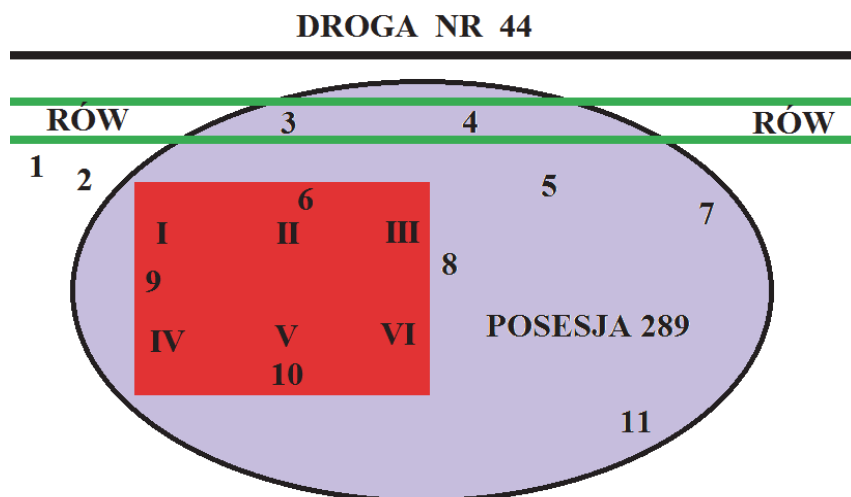
Rys. 2. Schemat metody pryzmowania (Kołwzan 2007)

Fig. 2. A scheme method of the prism

2. Przykład zastosowania

Przykładem zastosowania metody pryzmowania były działania jakie zastosowano po wypadku, który miał miejsce pod Radomiem, a w którym brała udział autocysterna z olejem napędowym. Po zabezpieczeniu miejsca zdarzenia przez jednostki Państwowej Straży Pożarnej i odpompowaniu 4000 l rozlanego oleju, o konieczności poboru próbek skażonej gleby powiadomiony został Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska.

Na rysunku 3 przedstawiono orientacyjny plan miejsca zdarzenia z rozmieszczeniem miejsc poboru pierwszej i drugiej serii próbek – po wycieku ropopochodnych.



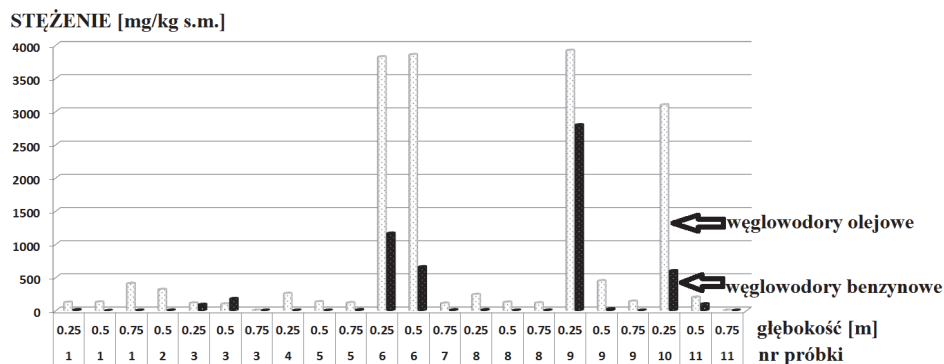
Rys. 3. Orientacyjny plan sytuacyjny zdarzenia związanego z wyciekiem substancji ropopochodnych; opracowanie na podstawie (Przygucki 2011)

Fig. 3. Indicative plan of the events associated with the leakage of oil

Wyniki badań otrzymane z pierwszej serii próbek gleby, pobranej z miejsca kolizji, przedstawiono na rysunku 4.

Z terenu zaznaczonego na rysunku owalem koloru szarego pobrano do badania pierwszą serię próbek skażonej gleby, które ponumerowano cyframi arabskimi. Przeprowadzone badania jakościowe i ilościowe wykazały przekroczenia dopuszczalnych stężeń węglowodorów olejowych o liczbie atomów węgla w łańcuchach C₁₂-C₂₅ – 3000 mg/kg s.m., oraz węglowodorów benzynowych – C₆-C₁₂ – 500 mg/kg s.m. wg Roz-

porządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów gleby oraz standardów jakości ziemi. Dz. U 2002 nr 165 poz. 1359.) Przekroczenia stężeń badanych frakcji węglowodorów odnotowano w próbce Nr 6 na głębokości od 0,25 m do 0,50 m oraz w próbkach Nr 9 i 10 na głębokości 0-0,25 m.



Rys. 4. Wyniki badań poziomu stężeń węglowodorów z pierwszej serii pobranych próbek; opracowanie na podstawie (Przygucki 2011)

Fig. 4. Test results of the concentrations of hydrocarbons from the first series of samples

Skażona gleba wybrana została do głębokości 0,65 m, i przenieś transportowana na wcześniej przygotowany plac bioremediacyjny firmy posiadającej stosowne uprawnienia do przeprowadzenia tego typu rekultywacji. Z wykopu, oznaczonego kwadratem koloru czerwonego pobrano drugą serię próbek z głębokości ok. 0,5 m (miejsca poboru próbek oznaczono cyframi rzymskimi) w celu sprawdzenia stężenia analizowanych frakcji węglowodorów w glebie pozostałej na miejscu zdarzenia.

Na rysunku 5 zamieszczono zdjęcie miejsca z którego wybrana została skażona gleba po pierwszej serii poboru próbek. Na terenie tego wykopu przeprowadzono pobór drugiej serii próbek w celu potwierdzenia braku skażenia.

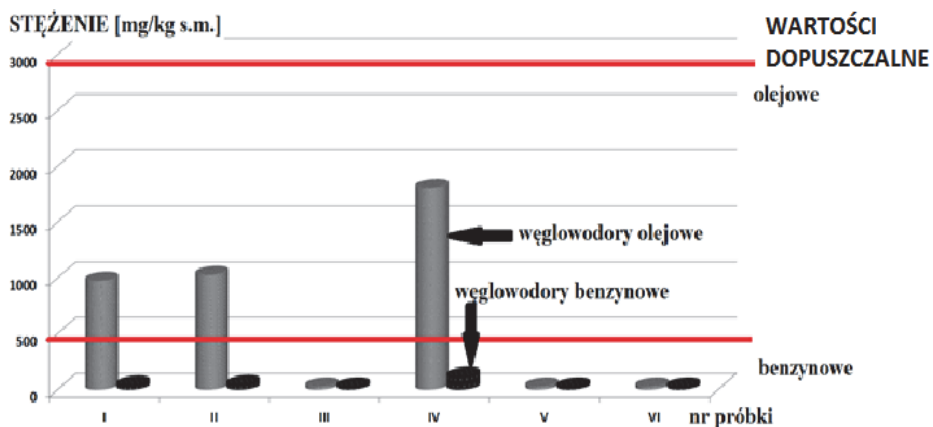
Na rysunku 6 przedstawiono wyniki pomiarów drugiej serii, sześciu próbek kontrolnych gleb, pobranych ze ścian bocznych i dna wykopu po wybraniu zaolejonej gleby na miejscu kolizji. Na wykresie, czerwonymi liniami poziomymi, zaznaczono wartości stężeń dopuszczalnych.

Na rysunkach 7-10 przedstawiono kolejne fazy bioremediacji w metodzie ex situ – przyzmuwania.



Rys. 5. Wykop po wybraniu skażonej gleby, miejsce poboru drugiej serii próbek (Przygucki 2011)

Fig. 5. Trench after selecting contaminated soil, place collecting a second series of samples



Rys. 6. Wyniki pomiarów poziomu stężeń węglowodorów z drugiej serii poboru próbek; opracowanie własne na podstawie (Przygucki 2011)

Fig. 6. The results of measurements of levels of hydrocarbons from the second series of sampling



Rys. 7. Skażona gleba uformowana w pryzmę (Przygucki 2011)

Fig. 7. Contaminated soil formed in a prism



Rys. 8. Zraszanie skażonej gleby wodą z mikroorganizmami (Przygucki 2011)

Fig. 8. Spray water from contaminated soil microorganisms



Rys. 9. Pryzma uformowana ze skażonej gleby, przykryta folią (Przygucki 2011)
Fig. 9. The prism formed from contaminated soil, covered with foil



Rys. 10. Pryzma gleby po zakończonej bioremediacji (Przygucki 2011)
Fig. 10. Prism soil after completion of bioremediation

Prowadzono stały monitoring składowanej gleby poddawanej rekultywacji. Postęp procesu kontrolowany był na podstawie analiz systematycznie pobieranych próbek, dostosowanych do stopnia homogeniczności złoża oraz rodzaju i stężenia zawartych w nich zanieczyszczeń ropopochodnych, a także ich podatności na biodegradację. Wyniki analiz porównano z obowiązującymi normami zgodnie z wyżej wymienionym Rozporządzeniem Ministra Środowiska (Rozporządzenia 2002). Całkowity czas rekultywacji zanieczyszczonej gleby wyniósł osiem miesięcy, co szacunkowo stanowi jedną czwartą czasu, koniecznego do przeprowadzenia bioremediacji metodą *in situ* (Kołwzan 2007).

3.Podsumowanie

Przeprowadzanie bioremediacji gleb w miejscach gdzie została ona skażona, (tzn. metodą *in situ*) jest działaniem, które nie powoduje zmian rzeźby terenu ani przebudowy czy przemieszczenia istniejącej infrastruktury technicznej. Jednak istnieje niebezpieczeństwo niekontrolowanej migracji zanieczyszczeń ropopochodnych w profilu pionowym i poziomym środowiska glebowego, co z kolei zagraża przedostawaniu się ich do wód gruntowych oraz terenów zamieszkałych przez ludzi.

W procesach rekultywacji gleb, przeprowadzanych metodą *in situ* wiele trudności może powodować specyficzna budowa geologiczna związana z ich dużą związłością, uniemożliwiająca dostarczenie odpowiedniej ilości tlenu i roztworu wodnego zawierającego mikroorganizmy. Wszystkie te trudności są eliminowane w technologiach przeprowadzanych metodą *ex situ*. Jest to metoda stosowana zazwyczaj w przypadkach, gdy ilość skażonej gleby jest stosunkowo niewielka, gdyż prace związane z usuwaniem i transportem bardzo dużych objętości skażonego przez produkty ropopochodne materiału glebowego są kosztowne. Jednocześnie przemieszczanie dużej ilości silnie zanieczyszczonej gleby może być przyczyną niekontrolowanego uwalniania się trudnych do oszacowania ilości lotnych węglowodorów do powietrza atmosferycznego.

Po dokonaniu analiz ekonomicznych i kosztów ekologicznych prac rekultywacyjnych przeprowadzonych metodą *ex situ* należy zastanowić się nad wybraniem właściwej metody. Niewątpliwie metoda *ex situ* charakteryzuje się wysokim stopniem skuteczności, a zachodzące procesy remediacji są prowadzone pod pełną kontrolą. Końcowy efekt uzyskuje się w czasie ponad czterokrotnie krótszym niż w metodzie *in situ*.

Literatura

- Cebula, J., Rajca, M. (2014). *Oczyszczanie gleb i gruntów*. Gliwice: Wydawnictwa Politechniki Śląskiej.
- Furdyn, G., Kawala, Z. (1996). Odnowa zanieczyszczonych gruntów metodami in situ. *Ochrona Środowiska*, 2(61), 27-34.
- Gierak, A. (1995). Zagrożenie środowiska produktami ropopochodnymi. *Ochrona Środowiska*, 2(57), 31-34, 1995
- Karczewska, A. (2012). *Ochrona gleb i rekultywacja terenów zdegradowanych*. Wrocław: Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego.
- Koźwzan, B. (2003). Toksykologia gleb skażonych produktami ropopochodnymi. *Inżynieria Ekologiczna*, 8, 43-50.
- Koźwzan, B. (2007). *Remediacja środowiska gruntowo-wodnego skażonego produktami naftowymi. Podstawy naukowe i ich aplikacja na terenach zdegradowanych*. Wrocław: Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej.
- Nowak, J. (2008). Bioremediacja gleb z ropy naftowej i jej produktów. *Biotechnologia*, 1(80), 97-108.
- Sarbak, Z. (2010). Wykorzystanie sorbentów w procesach oczyszczania gruntów. *Chemia Dydaktyka Ekologia Metrologia*, 15(1), 77-92.
- Siuta, J. (2003). Ekologiczne, technologiczne i prawne aspekty rekultywacji gruntów zanieczyszczonych produktami ropy naftowej. *Inżynieria Ekologiczna*, 8, 7-26.
- Surygała, J. (2001). *Ropa naftowa a środowisko przyrodnicze*. Wrocław: Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej.
- Surygała, J. (2000). *Zanieczyszczenia naftowe w gruncie*. Wrocław: Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej.
- Turek, S., Gnioda, A., Marciocha, D. (2013). *Oczyszczanie gleby w teorii i praktyce*. Wydawnictwa WPS.
- Przygucki, R. (2011). *Remediacja gleb zanieczyszczonych substancjami ropopochodnymi metodą kopcowania*. Praca dyplomowa.
- Rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi z dnia 9 września 2002.

Characteristics of Bioremediation of Soils Contaminated with Petroleum Products Using Ex situ Prism Method

Abstract

Petroleum substances after entering into soil cause the block located in the free space through which the transport takes place the soil solution and air. As a result of this process the compacts the soil and what this involves changing

its chemical, physical and biological. Consequently, following a high degree of reduction of the characteristic production.

In the soil occurs mass death of living organisms, also drastically changes the microflora composition by reducing the number of species including aerobic nitrogen-bounding bacteria atmospheric. Therefore widening anoxia and digestible plant forms of nitrogen and phosphorus, while excess carbon. Technologies used for remediation of soils contaminated with petroleum products are based mostly on biological methods, using methods of *in situ* and *ex situ*.

The aim of the publication was to characterize the method of prism soil contaminated with petroleum products and to assess the effectiveness of this method, carried out on the basis of the analysis of the test results for the content of petroleum substances, for example, events involving tankers transporting fuel oil.

Streszczenie

Substancje ropopochodne po przedostaniu się do gleby powodują blokowanie znajdujących się w niej wolnych przestrzeni, za pośrednictwem których odbywa się transport roztworu glebowego i powietrza. W wyniku tego procesu następuje zbrylenie gleby a co się z tym wiąże zmiana jej właściwości chemicznych, fizycznych i biologicznych. W konsekwencji tego następuje w wysokim stopniu zredukowanie jej właściwości produkcyjnych. W glebie następuje wtedy masowe obumieranie żywych organizmów, drastycznie zmienia się także skład mikroflory poprzez zmniejszenie liczby gatunków tlenowych w tym bakterii wiążących azot atmosferyczny. Pogłębia się zatem deficyt tlenu a także przyswajalnych dla roślin form azotu i fosforu przy jednoczesnym nadmiarze węgla.

Technologie stosowane do rekultywacji gleb skażonych produktami ropopochodnymi oparte są najczęściej na metodach biologicznych, wykorzystujących sposoby *in situ* oraz *ex situ*.

Celem pracy jest scharakteryzowanie metody przyzmoiania gleby skażonej produktami ropopochodnymi oraz ocena skuteczności tej metody, przeprowadzona na podstawie analizy wyników badań pod kątem zawartości substancji ropopochodnych, na przykładzie zdarzenia z udziałem autocysterny przewożącej olej napędowy.

Słowa kluczowe:

biorekultywacja gleb po wyciekach substancji ropopochodnych, przyzmoianie *ex situ*

Keywords:

land remediation after spills of petroleum substances, *ex situ* prism



Wpływ systemu korzeniowego topoli czarnej i robinii akacjowej na wytrzymałość na ścinanie gruntów

Tymoteusz Zydroń, Bartłomiej Bienias, Andrzej T. Gruchot
Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kollątaja, Kraków

1. Wprowadzenie

Zdolność systemów korzeniowych roślin do przenoszenia naprężeń rozciągających jest powszechnie znana i w praktyce wykorzystywana w zabiegach bioinżynierskich do wzmacniania skarp. Podstawowym parametrem opisującym interakcję systemów korzeniowych roślin z gruntem jest najczęściej tzw. spójność pozorna, która może być określana bezpośrednio z badań (Docker & Hubble 2008, Mickowski & van Beek 2009, Rai & Shrivastva 2012) lub obliczana z wykorzystaniem modeli teoretycznych (Pollen & Simon 2005, Mao i in. 2012). W zagadnieniach praktycznych określenie spójności pozornej sprowadza się najczęściej do określenia ilości i wielkości korzeni oraz ich wytrzymałości na rozciąganie. Wyniki badań wykazują, że parametr ten charakteryzuje się dużą zmiennością, która wynika z czynników gatunkowych czy też siedliskowych. Dlatego jak podkreślają niektórzy naukowcy (Bischetti i in. 2007, Mickowski & van Beek 2009) w dalszym ciągu istnieje potrzeba prowadzenie tego typu badań. W większości przypadków są to badania spójności pozornej roślin w starszym wieku, natomiast w mniejszym stopniu analizuje się wpływ drzew w młodym wieku na wytrzymałość ośrodka gruntowego. Zagadnienie to wydaje się mieć istotne znaczenie z punktu widzenia stosowania zabiegów zabezpieczających skarpy wykopów. Jest to istotne z punktu widzenia ekologii jak i ochrony środowiska, gdzie zastosowanie roślinności na skarpach nasypów i wykopów inżynierskich

oraz zboczy naturalnych może stanowić alternatywę dla tradycyjnie stosowanych konstrukcji inżynierskich, jak również wpływa pozytywnie na środowisko przyrodnicze.

2. Cel i metodyka pracy

Celem pracy było określenie wartości spójności pozornej gruntów związanej z obecnością w profilu systemów korzeniowych topoli czarnej (*Populus nigra*) oraz robinii akacjowej (*Robinia pseudoacacia* L.). Rośliny te zostały zasadzone 2009 roku na poletku doświadczalnym Wydziału Inżynierii Produkcji i Energetyki Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, a ich badania przeprowadzone po 5 latach od zasadzenia. W ramach prac badawczych przeprowadzone zostały pomiary powierzchni względnej korzeni, wykonano badania wytrzymałości na rozciąganie korzeni, określono podstawowe właściwości fizyczne i mechaniczne gruntów występujących w pobliżu roślin, a w dalszej części pracy przeprowadzono obliczenia spójności pozornej oraz przeprowadzono obliczenia stateczności celem wykazania pozytywnego wpływu korzeni badanych gatunków drzew na stateczność skarp.

2.1. Badania terenowe

Określenie powierzchni względnej korzeni (Ar/A) wykonano metodą profilowania ścian wykopu (vertical trench profile wall method) (Böhm 1979) dla 6 drzew z każdego gatunku. W tym celu w odległości około 0,75 m od drzewa wykonano wkopy badawcze o głębokości 0,8 i szerokości 1,0 m. Po oczyszczeniu powierzchni ściany wykopu wykonano pomiary średnic korzeni w rozstawie pionowej 0,1 m. W analizie pominięto korzenie o średnicach mniejszych od 1 mm zakładając, że powodują one przeszacowanie wytrzymałości gruntu na ścinanie (Adhikari i in. 2013). W ramach badań wykonano również oznaczenie gęstości objętościowej gruntów metodą pierścienia tnącego, określono ich wilgotności oraz pobrano próbki do badań laboratoryjnych. Wilgotność gruntów oznaczono zarówno jako wilgotność wagową (metoda suszarkowo-wagowa), jak i wilgotność objętościową, która została określona bezpośrednio w terenie sondą TDR (technika reflektrometrii domenowoczesowej). W ramach analizy wyników badań przeprowadzona została analiza statystyczna istotności różnic pomiędzy gęstością systemu korzeniowego obydwu gatunków drzew z wykorzystaniem programu Statisti-

ca. Analizie poddano normalność rozkładu gęstości względnej systemu korzeniowego testami W Shapiro-Wilka oraz Kołgomorowa-Smirnova, a po stwierdzeniu braku normalności rozkładów zastosowano test U Manna-Withneya. Wykonano również analizę statystyczną testem Kruskala-Wallisa celem określenia zróżnicowania powierzchni względnej systemu korzeniowego pomiędzy poszczególnymi drzewami danego gatunku.

Badania terenowe obejmowały również określanie oporu penetracji gruntu do głębokości 0,8 m w 5 powtórzeń za pomocą penetrometru stożkowego firmy Eijkelkamp. Szczegółowe zasady badań tym urządzeniem opisane są w pracy Kiełbasy (2011). Pole powierzchni stożka wynosiło 1 cm^2 , jego kąt rozwarcia 30° , a prędkość wciskania stożka $2 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$, a więc analogicznie jak stosowali w swoich badaniach Osman i Barakbah (2006, 2011). Badania wykonano w czterech punktach badawczych, dwa zlokalizowano w odległości co najmniej 1,0 m od najbliższego drzewa, a kolejne dwa znajdowały się możliwie jak najbliżej pni drzew (około 0,3 m). Uzyskane wyniki oporów penetracji porównywano osobno dla każdego gatunku drzew sprawdzając zgodność rozkładu danych z rozkładem normalnym, a przy braku tej zgodności zastosowano test U Manna-Withneya na poziomie istotności 0,01.

2.2. Badania laboratoryjne

Zakres badań obejmował oznaczenie składu granulometrycznego gruntów, strat prażenia, maksymalnej i minimalnej gęstości objętościowej szkieletu oraz wytrzymałości na ścinanie w aparacie bezpośredniego ścinania. Zasadnicze badania obejmujące określenie wytrzymałości na rozciąganie korzeni obydwu gatunków drzew przeprowadzono w zrywarce Hounsfield H50KS. Pobrane próbki korzeni wyczyszczono i przed badaniem na około 24 godziny zanurzone w wodzie, a przed samym badaniem starannie wycierano. Całkowita długość próbek korzeni wynosiła około 20–25 cm, przy czym rozciąganiu poddawano korzeń o długości 10 cm z prędkością $10 \text{ mm}\cdot\text{min}^{-1}$ do chwili jego zerwania lub wysunięcia ze szczęk urządzenia. Następnie mierzono średnicą korzenia w miejscu zerwania notując sposób zniszczenia próbki. Uzyskane wartości siły zrywającej przeliczono na wytrzymałość na rozciąganie zakładając, że przekrój korzeni jest kołowy.

Opracowanie zależności „siła zrywająca – średnica korzenia” oraz „wytrzymałość na rozciąganie – średnica korzenia” przeprowadzono metodą najmniejszych kwadratów w programie Microsoft Excel. Z kolei dla określenia istotności różnic wytrzymałości na rozciąganie pomiędzy badanymi gatunkami drzew zastosowano analizę kowariancji (ANCOVA) w programie Statistica, w której zmienną towarzyszącą stanowiła średnica korzeni. Przed przystąpieniem do analizy dane zostały zlogarytmizowane celem uzyskania liniowej zależności pomiędzy siłą zrywającą a średnicą korzeni, a normalność rozkładu danych została zweryfikowana testem χ^2 .

2.3. Obliczenia spójności pozornej oraz stateczności

Na podstawie wyników badań powierzchni względnej korzeni oraz ich wytrzymałości na rozciąganie określono spójność pozorną, związaną z przenoszeniem naprężeń rozciągających w gruncie przez systemy korzeniowe. Do jej obliczeń zastosowano klasyczny model Wu-Waldrona (Waldrona 1977, Wu i in. 1979):

$$c_R = k' \cdot \sum_{i=1}^N T_{Ri} \cdot \left(\frac{A_{ri}}{A} \right) \quad (1)$$

gdzie:

k' – współczynnik orientacji korzeni, przyjmowany zazwyczaj z przedziału 1,0-1,3, w obliczeniach przyjęto $k'=1,2$,

T_{Ri} – wytrzymałość korzeni na rozciąganie,

A_{ri} – względna powierzchnia korzeni w gruncie,

A – pole powierzchni rozpatrywanego przekroju.

W modelu tym zakłada się, że korzenie są zorientowane prostopadle względem płaszczyzny poślizgu, a w trakcie ścięcia gruntu następuje pełna mobilizacja naprężeń rozciągających w całym systemie korzeniowym. Jednak jak wykazują wyniki badań m.in. Pollen and Simon (2005) i Docker and Hubble (2008) drugie z założeń modelu Wu-Waldrona (WWM) nie opisuje w pełni reakcji systemu korzeniowego na przyrost naprężeń w gruncie.

Drugim teoretycznym modelem opisu interakcji grunt-korzenie jest model wiązkowy (Fiber Bundle Model – FBM), który po raz pierwszy zaproponowali Pollen i Simon (2005). W modelu tym zakłada się, że

przekazywanie naprężeń rozciągających na system korzeniowy ma charakter progresywny. W początkowej fazie system korzeniowy przejmuje naprężenia rozciągające równomiernie. Gdy naprężenia te wzrastają i osiągają wartości wytrzymałości na rozciąganie najsłabszego korzenia następuje jego zniszczenie, a siła rozciągająca przekazywana jest na pozostałe korzenie powodując równocześnie wzrost naprężeń rozciągających działających na pozostałe, nieuszkodzone korzenie.

Spójność pozorna gruntu zbrojonego korzeniami drzew w modelu wiązkowym może być opisana za pomocą następującej formuły (Mao i in. 2012):

$$c_R = k' \cdot \max \left(T_{Rj} \cdot \frac{A_{Rj}}{A} \cdot j \right) \quad (2)$$

gdzie:

T_{Rj} – wytrzymałość na rozciąganie najsłabszego korzenia,

A_{Rj} – powierzchnia korzeni w gruncie,

j – ilość korzeni w systemie nie zerwanych,

k' – jak w równaniu (1).

Jako kryterium kolejności zniszczenia korzeni został przyjęty iloczyn ich wytrzymałości na rozciąganie i kwadratu średnicy. Zgodnie z tym kryterium korzeń x ulegnie zerwaniu wcześniej niż korzeń y , jeśli zostanie spełniony warunek:

$$T_{rx} \cdot d_x^2 < T_{ry} \cdot d_y^2 \quad (3)$$

gdzie:

T_{rx}, T_{ry} – wytrzymałość na rozciąganie odpowiednio korzenia x i y ,

d_x, d_y – średnica odpowiednio korzenia x i y .

Pośrednią metodą określenia spójności pozornej gruntu jest propozycja Preti (2006), która stanowi modyfikację modelu Wu-Waldrona:

$$c_R = k' \cdot k'' \cdot \sum_{i=1}^N T_{Ri} \cdot \left(\frac{A_{ri}}{A} \right) \quad (4)$$

gdzie:

k'' – empiryczny współczynnik korekcyjny,

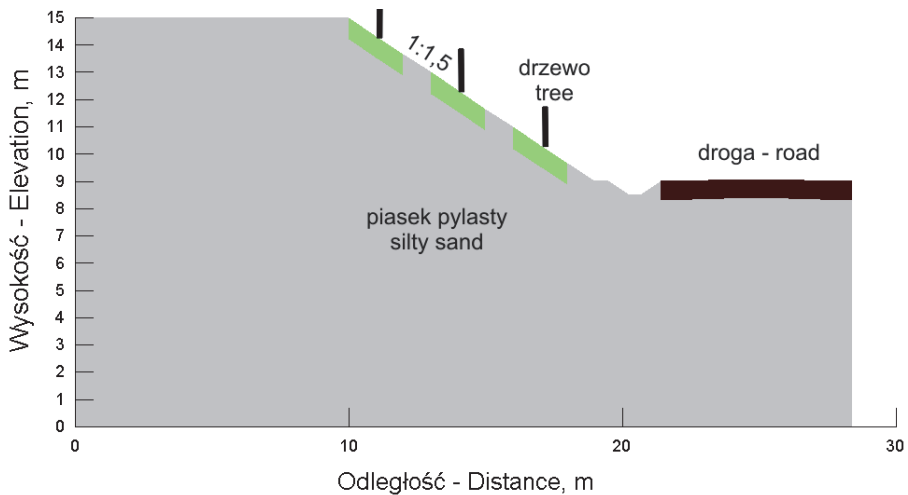
k', T_{ri}, A_{ri}, A – jak w równaniu (1).

Współczynnik k'' redukuje przeszacowanie wartości spójności pozornej otrzymywanej z modelu Wu-Waldrona i według Preti może być przyjmowany jako 0,4.

Dla potrzeb pracy przyjęto, że wartość współczynnika k'' oznacza stosunek spójności pozornej obliczonej modelem wiązkowej do wyniku uzyskanego z modelu Wu-Waldrona.

W dalszej części pracy przedstawiono wpływ efektu zbrojenia obydwoma gatunkami drzew na wzmocnienie skarpy wykopu drogowego. W tym celu przeprowadzono obliczenia stateczności modelowej skarpy stosując analizę probabilistyczną, która uwzględni zmienność właściwości geotechnicznych gruntu oraz systemu korzeniowego. W analizie wartości współczynnika bezpieczeństwa obliczono metodą Bishopa. Przyjęto, że wysokość skarpy wykopu drogowego wynosi 6 m, a jej nachylenie 1:1,5. Założono, że w przekroju poprzecznym przez skarpe występują trzy drzewa, a zasięg ich korzeni powierzchni jest analogiczny jak określono z badań terenowych. Schemat obliczeniowy skarpy przedstawiono na rysunku 1.

Przyjęto dwa możliwe przypadki utraty stateczności skarpy. W pierwszym przyjęto, że osuwisko występuje na całej jej długości, a w drugim przypadku obejmuje tylko dolną jej część.



Rys. 1. Schemat obliczeniowy skarpy

Fig. 1. Scheme of slope

Na podstawie obliczeń uzyskano rozkład wartości współczynnika bezpieczeństwa i wyliczono jego średnią oraz określano wskaźnik bezpieczeństwa:

$$\beta = \frac{\mu - 1,0}{\sigma} \quad (5)$$

oraz prawdopodobieństwo utraty stateczności skarpy:

$$p_f = P[FS \leq 1,0] = \int_{-\infty}^1 f(FS) dFS \quad (6)$$

gdzie:

μ – średnia wartość współczynnika bezpieczeństwa,

σ – odchylenie standardowe współczynnika bezpieczeństwa,

FS – współczynnik stateczności.

Przy interpretacji wyników badań posłużono się wytycznymi Korpusu Inżynierów Armii Amerykańskiej (U.S. Army Corps of Engineers 1999). Obliczenia przeprowadzono z wykorzystaniem programu SLOPE/W (GEOSLOPE 2010).

3. Ogólna charakterystyka badanych gatunków roślin

Topola czarna (*Populus nigra* L.) należy do drzew dorastającej do wysokości 30-50 m i nawet 2 m pierśnicy. Gatunek ten charakteryzuje się silnie rozwiniętym systemem korzeniowym, który jest częściowo powierzchniowy, a częściowo głęboko. W przypadku zasypania piaskiem topola ta wytwarza na pniu korzenie przybyszowe. Topola czarna charakteryzuje się szybkim przyrostem (Tomanek 1997), ma duże wymagania w stosunku do wilgotności gleby, a najlepsze warunki rozwoju znajduje na żyznych glebach typu mady. Gatunek ten jest silnie światłoządny od początku stadium rozwoju (Jaworski 1995).

Robinia akacjowa (*Robina pseudacacia* L.) jest gatunkiem pochodzącym z Ameryki Północnej. W Polsce uprawiana jest w parkach, ogrodach, rzadziej hodowana w lasach. Roślina ta, ze względu na małe wymagania glebowe, jest gatunkiem pionierskim wpływając użyźniającą na glebę i może być stosowana do zalesiania terenów piaszczystych, rekultywacji terenów zdegradowanych czy też utrwalania stromych zboczy (Tomanek 1997, Stachowski 2006). System korzeniowy robinii jest do-

brze rozwinęły. Początkowo występuje korzeń palowy, który w późniejszym okresie ustępuje licznym korzeniom bocznym, silnie rozgałęzionym w gruncie. Roślina ta daje silne i trwałe odrośla zarówno z pnia, jak i korzeni, co powoduje, że jest ona silnie ekspansywna i wypiera gatunki drzew rodzimych, a tym samym jest uważana za gatunek niepożądany (Kujawa 2012). Z drugiej strony może ona pełnić funkcję ochrony przeciwerozyjnej (Tomanek 1997, Węgorek i Kraszkiewicz 2005).

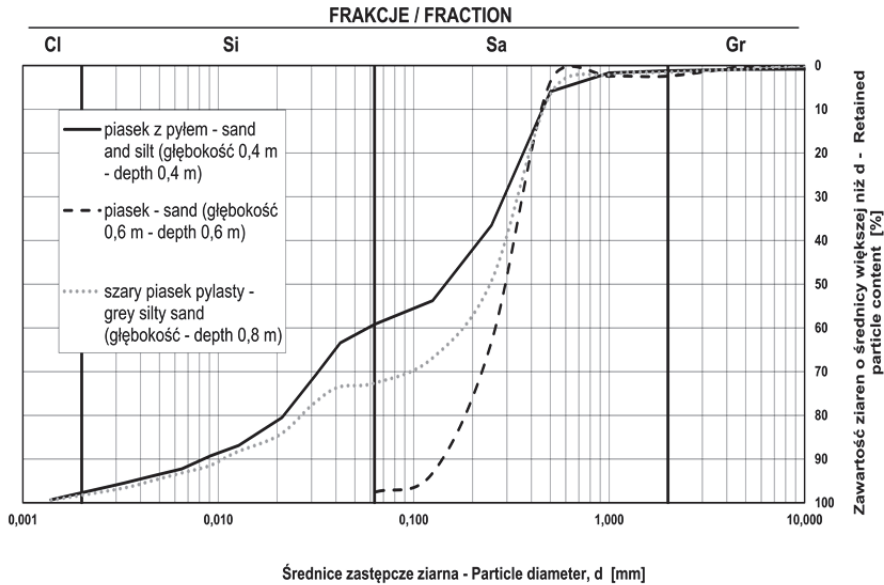
Należy również wspomnieć, że na obydwu gatunkach drzew były prowadzone prace badawcze pod kątem możliwości ich zastosowania do celów energetycznych (Juliszewski i in. 2012), które stanowią alternatywę do powszechnie stosowanej w tym celu wierzby energetycznej (Styszko i in. 2008, 2011, Fijałkowska & Styszko 2011).

4. Wyniki badań

4.1. Charakterystyka geotechniczna siedliska drzew

Badane gatunki drzew zasadzone zostały na terenie w dużym stopniu przekształconym przez człowieka. Podłoże stanowią grunty antropogeniczne piaszczyste i piaszczysto-pylaste z dużą zawartością odpadów budowlanych w postaci gruzu, cegieł, drewna oraz tworzyw sztucznych, których znaczną obecność stwierdzono zwłaszcza w miejscach nasadzeń robinii akacjowej. Do głębokości ok. 0,6-0,7 m ppt występują utwory piaszczyste ze zróżnicowaną zawartością pyłu barwy żółtej, szaro-żółtej lub czarno-żółtej, natomiast poniżej tej warstwy występują grunty piaszczysto-pylaste barwy szarej o dużym zagęszczeniu ($I_D = 0,77$) i wyraźnie większej wilgotności. W warstwie tej stwierdzono obecność licznych łodyg skrzypu, co może świadczyć, że warstwa ta w przeszłości stanowiła naturalne podłoże. Na rysunku 2 przedstawiono krzywe granulometryczne gruntów pobranych z różnych głębokości. Badania zagęszczalności przeprowadzone metodą widełkową, polegającą na wibracyjnym zagęszczeniu gruntów (PN-88/B-04481), wykazały, że charakteryzują się one maksymalnymi i minimalnymi wartościami gęstości objętościowej szkieletu w zakresach odpowiednio 1,79-1,94 oraz 1,26-1,55 g cm⁻³. Mniejsze wartości obu parametrów uzyskano dla piasku pylastego. Z kolei badania wytrzymałości na ścinanie przeprowadzone dla próbek gruntów nawodnionych przy prędkości ścinania 0,1 mm min⁻¹ wykazały, że wartości kąta tarcia wewnętrznego badanych gruntów

mieszczą się w zakresie $28,5-29,4^\circ$, a spójności – $6,6-10,0$ kPa. Otrzymane wartości spójności są wyraźnie większe od podawanych w literaturze dla tego typu gruntów (Wiłun 2000) i są prawdopodobnie spowodowane były wysokim zagęszczeniem gruntów ($I_D = 0,45-0,77$), a częściowo były efektu klinowania się ziaren.



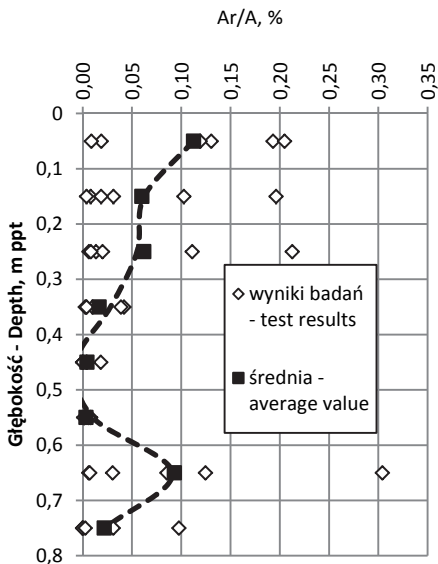
Rys. 2. Krzywe uziarnienia gruntów na badanych terenie
Fig. 2. Grain-size distribution of soils from tested area

4.2. Powierzchnia względna korzeni (Ar/A)

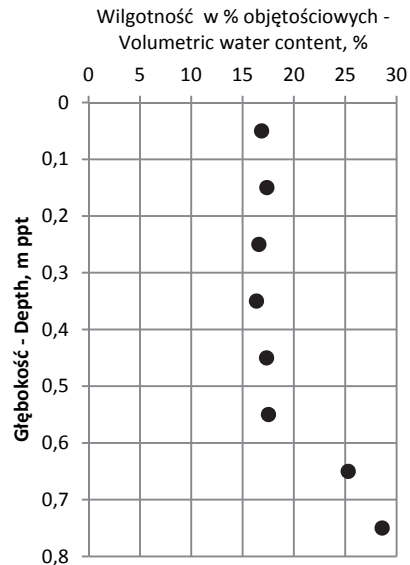
Ogólnie stwierdzono, że badane drzewa charakteryzują się dużym zróżnicowaniem powierzchni względnej systemu korzeniowego, co było zwłaszcza widoczne w przypadku topoli czarnej. System korzeniowy topoli był bardziej rozwinięty i charakteryzował się obecnością pojedynczych, grubszych, poziomo rozchodzących się (silnie rozgałęzionych) korzeni. Wartości średniej powierzchni względnej korzeni (Ar/A) w całym profilu wyniosły $0,045\%$ (rys. 3a) w przypadku topoli czarnej i $0,03\%$ (rys. 4a) dla robinii akacjowej, przy czym analiza statystyczna wykonana przy poziomie istotności $0,01$ nie potwierdziła istotności różnic tego parametru pomiędzy obydwooma gatunkami drzew, natomiast

różnice takie stwierdzono porównując korzeni poszczególnych drzew w obrębie gatunków. Ogólnie wyróżniono dwie strefy zwiększonej gęstości systemu korzeniowego badanych gatunków. Pierwsza z nich występowała przy powierzchni terenu, ograniczonej do głębokości około 0,25 m ppt, co jest typowe dla większości gatunków roślin. Natomiast druga strefa o dużych wartościach powierzchni względnej korzeni występowała na głębokości 0,65 m ppt i była związana z obecnością gruntu o dużej wilgotności (por. rys. 3b i 4b), który stanowił piasek pylasty. W przypadku obu gatunków wzrost powierzchni względnej korzeni był wynikiem obecności pojedynczych grubych korzeni o średnicy przekraczającej 4 mm.

a)

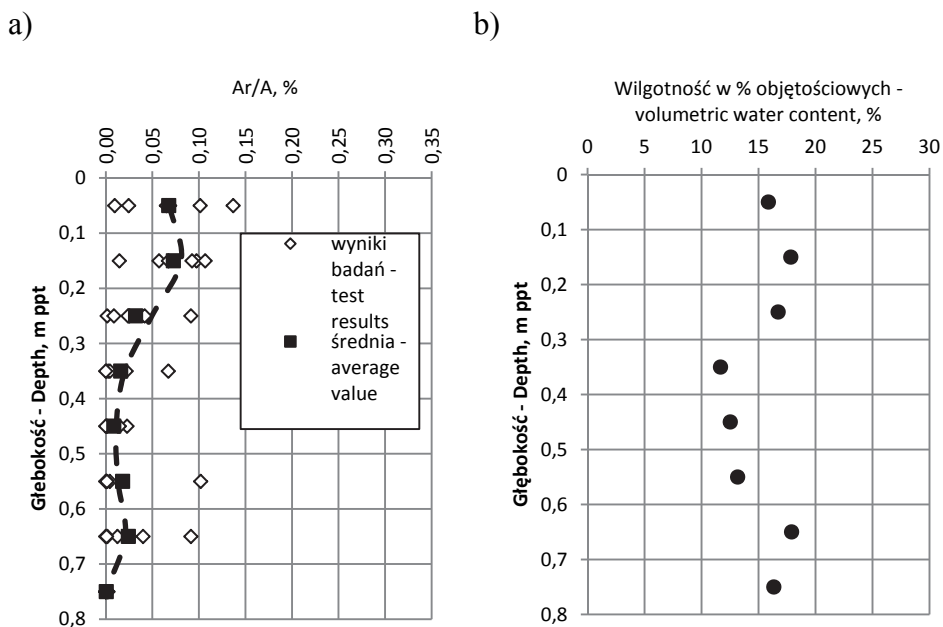


b)



Rys. 3. Wyniki pomiarów powierzchni względnej korzeni (Ar/A) topoli czarnej (a) i wilgotności profilu gruntowego (b)

Fig. 3. Results of root area ration (Ar/A) of black poplar tree (a) and volumetric moisture content profile of soil (b)



Rys. 4. Wyniki pomiarów powierzchni względnej korzeni (Ar/A) robinii akacyjnej (a) i wilgotności profilu gruntowego (b)

Fig. 4. Results of root area ratio (Ar/A) of Black locust tree (a) and volumetric moisture content profile of soil (b)

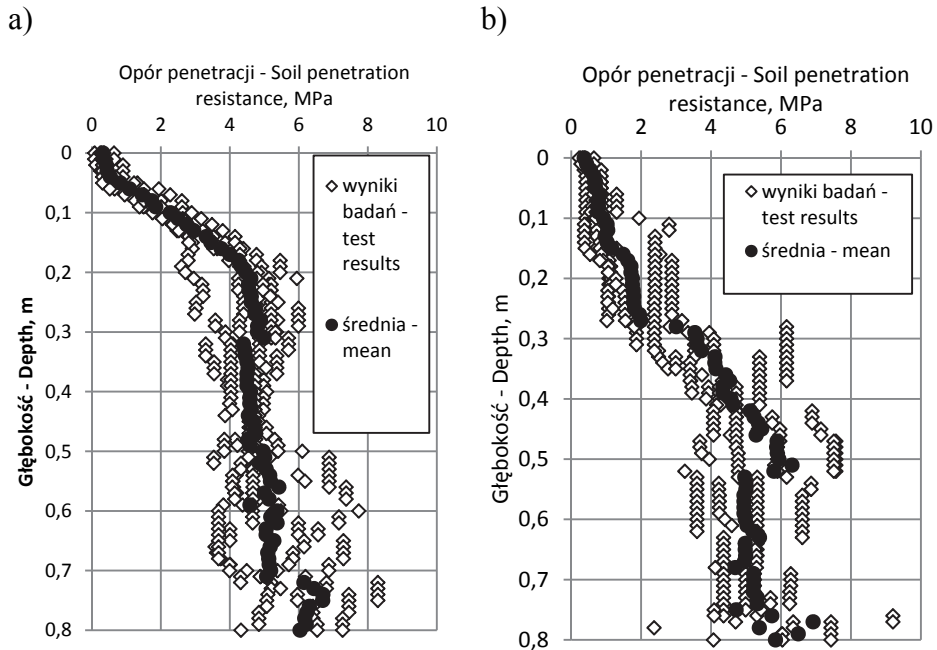
4.3. Opór penetracji gruntu

Na rysunkach 5-6 przedstawiono wyniki pomiarów oporu penetracji gruntu z badań ręcznym penetrometrem. W przypadku obydwu drzew niezależnie od umiejscowienia punktu badawczego zauważono, że wraz głębokością opór ten wzrasta.

W przypadku topoli czarnej, największe zmiany oporu penetracji występowały do głębokości 0,3-0,4 m, a poniżej opór ten był podobny w obydwu punktach badawczych. Analiza statystyczna wyników badań otrzymanych w strefie powierzchniowej (do 0,4 m ppt.), wykazała, że dla poziomu istotności 0,01 opór penetracji w odległości 1,0 m od topoli czarnej był większy niż w odległości 0,3 m.

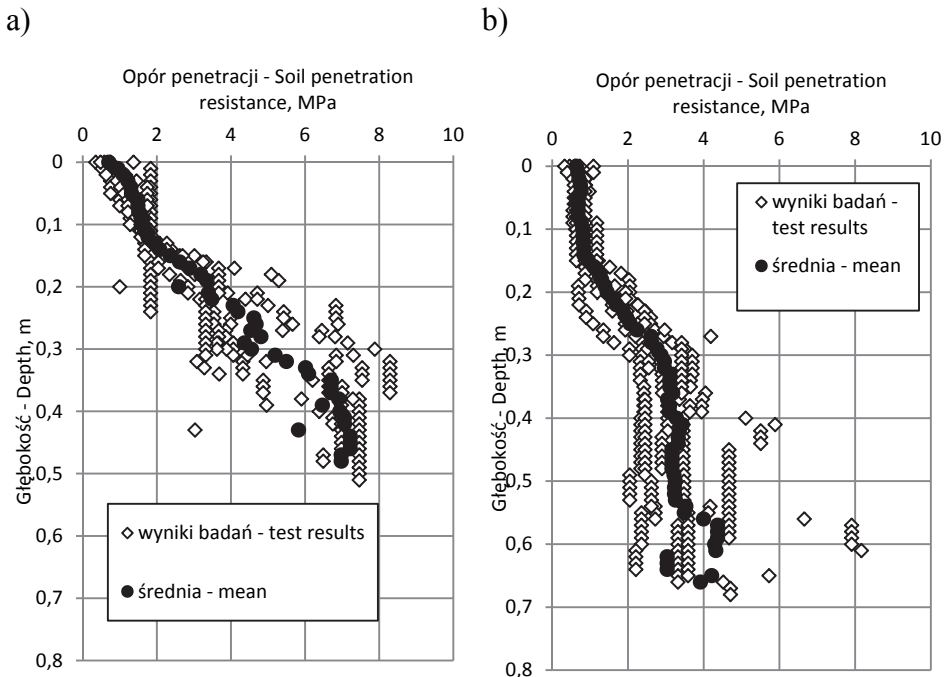
Natomiast w przypadku badań przeprowadzonych w pobliżu robinii akacyjnej nie udało się osiągnąć założonej głębokości penetracji. Wykonane wkopy badawcze wykazały, że teren ten charakteryzował się dużą zawartością różnego typu odpadów (gruz budowlany, drewno, two-

rzywa sztuczne), co było przyczyną ograniczonej głębokości badania. Dlatego też porównując wyniki badań ograniczono się do rezultatów uzyskanych do głębokości 0,4 m ppt. Wyniki analizy statystycznej wykazały, że podobnie jak w przypadku topoli czarnej, większe wartości oporu penetracji gruntu uzyskano w punkcie położonym w większej odległości od drzewa.



Rys.5. Zależność oporu penetracji gruntu od głębokości w profilach badawczych zlokalizowanych w odległości 1 m (a) oraz 0,3 m (b) od topoli czarnej

Fig. 5. Soil penetration resistance vs. depth at sites located 1 m (a) and 0,3 m (b) from black poplar tree



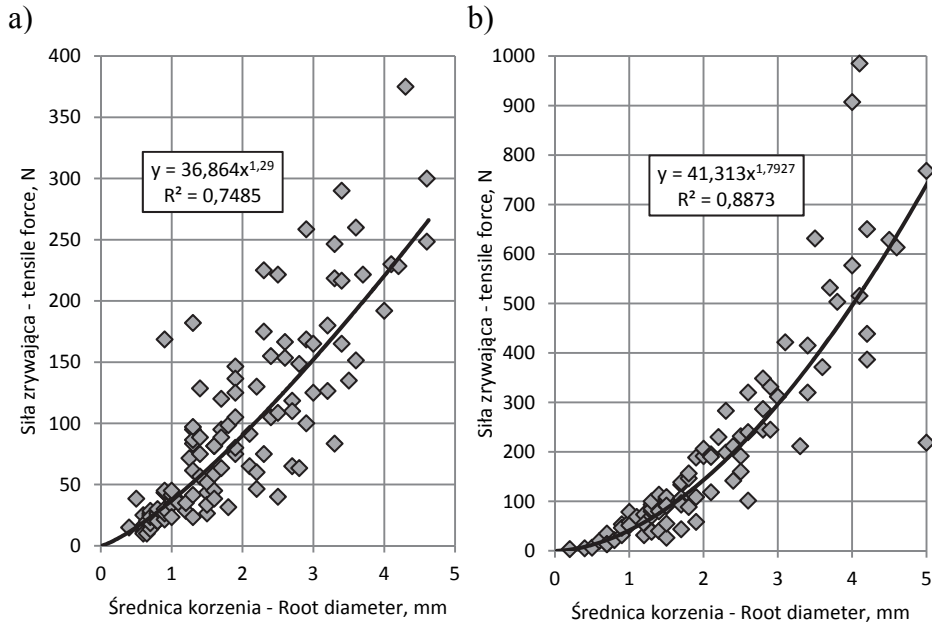
Rys. 6. Zależność oporu penetracji gruntu od głębokości w profilach badawczych zlokalizowanych w odległości 1 m (a) oraz 0,3 m (b) od robinii akacyjnej

Fig. 6. Soil penetration resistance vs. depth at sites located 1 m (a) and 0,15 m (b) from black locust tree

4.4. Wytrzymałość na rozciąganie

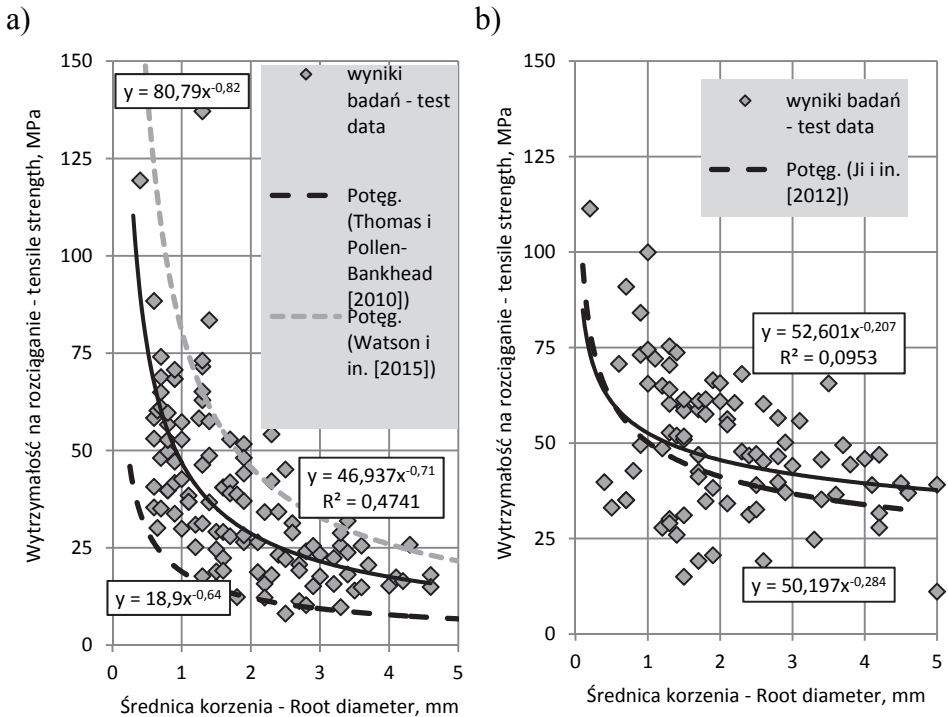
Na rysunku 7 przedstawiono zależność sił zrywającej korzenie od ich średnicy, a na rysunku 8 zależność wytrzymałości na rozciąganie korzeni od ich średnic obydwu gatunków drzew. Stwierdzono, że zależność siły zrywającej od średnicy korzeni jest w większym stopniu skorelowana ze średnicą korzeni niż wytrzymałość na rozciąganie, co jest często spotykane w literaturze (Preti & Giadrossich 2009, Abdi i in. 2010). Uzyskany zakres wartości wytrzymałości na rozciąganie mieścił się w bardzo szerokim przedziale, przy czym zauważalne było, że wartości tego parametru zmniejszały się wraz ze wzrostem średnicy korzenia, a zależności te były istotne statystycznie. W przypadku topoli czarnej średnia wartość wytrzymałości na rozciąganie wyniosła 41,6 MPa (śred-

nia po odrzuceniu 5% wartości skrajnych – 37,3 MPa), odchylenie standardowe 33,5 MPa, a współczynnik zmienności wyniósł 80,4%. Natomiast średnia wartość wytrzymałości na rozciąganie korzeni robinii akacjowej wyniosła 49,9 MPa (średnia po odrzuceniu 5% skrajnych – 49,3 MPa), odchylenie standardowe 18,44 MPa, a wartość współczynnika zmienności była wyraźnie mniejsza niż w przypadku topoli i wyniosła 36,9%. Analiza statystyczna na poziomie istotności 0,01 wykazała, że wytrzymałość na rozciąganie korzeni robinii akacjowej jest istotnie większa niż topoli czarnej.



Rys. 7. Zależność siły zrywającej od średnicy korzeni topoli czarnej (a) i robinii akacjowej (b)

Fig. 7. Tensile force vs root diameter obtained for black poplar (a) and black locust (b)



Rys. 8. Wytrzymałość na rozciąganie korzeni topoli czarnej (a) i robinii akacjowej (b)

Fig. 8. Tensile strength of root of black poplar tree (a) and black locust (b)

4.5. Spójność pozorna

Wyniki badań względnej powierzchni korzeni w gruncie oraz wytrzymałości na rozciąganie zostały przeliczone za pomocą modeli Wu-Waldrona i modelu wiązkowego na wartości spójności pozornej (tab. 1). Na rysunku 9 przedstawiono wyniki obliczeń spójności pozornej określone modelem wiązkowym. Stwierdzono, że charakter zmian wartości spójności pozornej był taki sam jak w przypadku zmian powierzchni względnej korzeni.

Spójność pozorna zmniejszyła się wraz ze wzrostem głębokości do 0,55 m ppt, a następnie na głębokości 0,65 m ppt był widoczny przyrost jej wartości. Średnia wartość spójności pozornej dla korzeni topoli czarnej wyniosła 4,5 kPa (odchylenie standardowe 5,1 kPa), a dla robinii akacjowej była prawie dwukrotnie większa i wyniosła 8,7 kPa (odchylenie

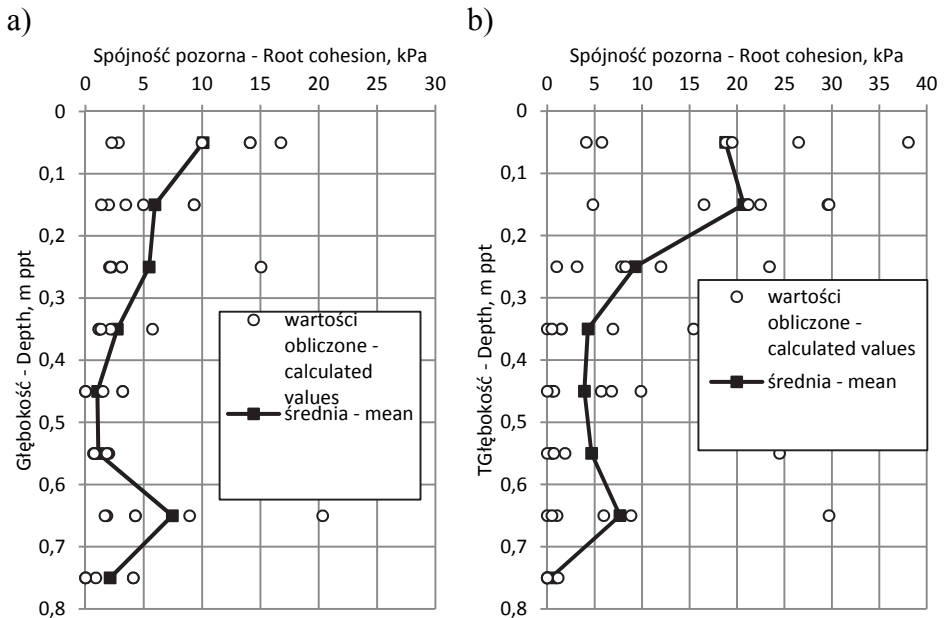
nie standardowe 10,5 kPa). Wyniki analizy statystycznej na poziomie istotności 0,01 nie wykazały jednak istotnych różnic wartości spójności pozornej pomiędzy obydwoma gatunkami drzew. Podobne zależności stwierdzono analizując wartości spójności pozornej uzyskane w strefie powierzchniowej do głębokości 0,5 m ppt, natomiast przy poziomie istotności $\alpha=0,05$ spójność pozorna topoli czarnej była statystycznie istotnie mniejsza niż robinii akacjowej.

Tabela 1. Wyniki obliczeń spójności pozornej topoli czarnej i robinii akacjowej w zależności od głębokości oraz modelu obliczeniowego

Table 1. Values of root cohesion of black poplar tree and black locust determined according to Wu-Waldron and Fiber Bundle Model

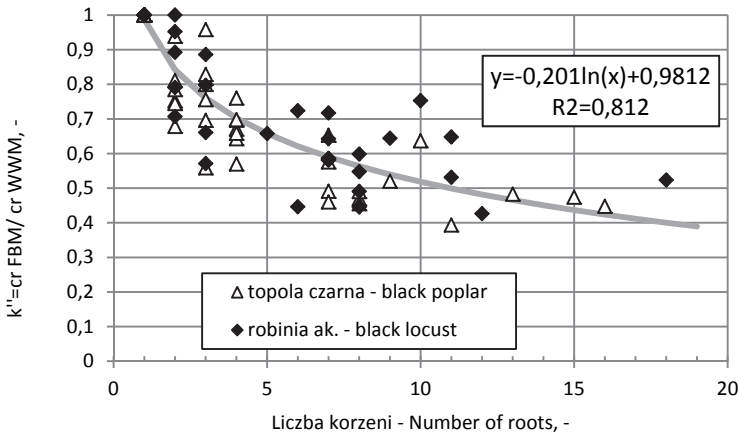
Głębokość	model Wu-Waldron'a				Model wiązkowy			
	Średnia	Wartość maksymalna	Wartość minimalna	Odch. stand.	Średnia	Wartość maksymalna	Wartość minimalna	Odch. stand.
m ppt	kPa							
Topola czarna								
0,05	18,4	35,3	3,3	13,1	10,1	16,7	2,2	6,3
0,15	10,5	25,4	1,8	9,7	6,0	14,6	1,4	5,1
0,25	9,5	23,6	2,5	8,9	5,5	15,1	2,0	5,3
0,35	3,3	7,4	1,2	2,7	2,7	5,7	1,2	2,0
0,45	1,3	4,2	0,0	1,7	1,0	3,2	0,0	1,3
0,55	1,3	2,6	0,5	0,9	1,1	2,0	0,5	0,6
0,65	14,2	45,4	1,7	16,6	7,4	20,3	1,7	7,0
0,75	5,0	19,5	0,0	8,0	2,1	7,7	0,0	3,2
Robinia akacjowa								
0,05	31,5	57,9	5,7	20,4	18,8	38,1	4,1	12,8
0,15	34,8	49,7	8,2	16,5	20,7	29,7	4,8	9,3
0,25	16,1	44,1	1,0	15,3	9,3	23,4	1,0	8,0
0,35	8,0	31,4	0,0	12,3	4,3	15,4	0,0	6,0
0,45	4,1	10,4	0,0	4,3	3,9	9,9	0,0	4,1
0,55	8,0	44,7	0,0	18,0	4,7	24,5	0,0	9,7
0,65	10,8	37,2	0,0	15,0	7,7	29,7	0,0	11,3
0,75	0,4	1,4	0,0	0,7	0,4	1,2	0,0	0,6

Porównując wyniki obliczeń spójności pozornej uzyskanych z zastosowaniem obu modeli obliczeniowych stwierdzono, że model Wu-Waldrona daje wyraźnie większe wartości spójności pozornej niż model wiązkowy. Stosunek spójności pozornej z obliczeń obydwoima modelami był tym większy im więcej korzeni występowało w rozpatrywanej części profilu gruntowego (rys. 10). Uzyskana zależność może być interpretowana jako wartości współczynnika korekcyjnego k'' zaproponowanego przez Preti (2006). Otrzymana zależność jest podobna do uzyskanej przez Bischetti i in. (2009), którzy również w skrajnych przypadkach uzyskali wartości współczynnika k'' zbliżone do 0,4.



Rys. 9. Wartości spójności pozornej topoli czarnej (a) i robinii akacjowej (b) określone według modelu wiązkowego

Fig. 9. Root cohesion values for black poplar tree (a) and black locust (b) obtained using Fiber Bundle Model



Rys. 10. Zależność wartości k'' od liczby korzeni w profilu gruntowym
Fig. 10. Values of k'' factor as function of roots number

4.6. Obliczenia stateczności

Wyniki obliczeń spójności pozornej otrzymane z modelu wiązkowego wykorzystano do określenia wpływu systemów korzeniowych obydwu gatunków roślin na stateczność skarpy wykopu drogowego. Wartości spójności pozornej obydwu gatunków drzew, a także zakres jej zmienności odpowiadały one parametrom uzyskanym z wykorzystaniem modelu wiązkowego, które zestawiono w tabeli 1 i. Założono również, że grunt skarpy wykopu stanowi piasek pylasty, czyli grunt analogiczny do tego, który stanowił siedlisko badanych drzew. Przyjęto, że ciężar objętościowy gruntu wynosi $18 \text{ kN}\cdot\text{m}^{-3}$, wartości jego kąta tarcia wewnętrznego i spójności wynoszą odpowiednio $29 \pm 1^\circ$ oraz $1 \pm 1 \text{ kPa}$.

Obliczenia wykazały, że obecność drzew na skarpie wykopu pozytywnie wpływa na poprawę warunków jej stateczności (tab. 2). W przypadku wariantu uwzględniającego uszkodzenie całej skarpy obecność korzeni obydwu gatunków drzew spowodowała zwiększenie współczynnika bezpieczeństwa średnio o 7%, a w wariacie z osuwiskiem w dolnej części skarpy średnio o 12%. Różnica ta była związana z zasięgiem płaszczyzny poślizgu, która w pierwszym przypadku przekraczała 1,0 m, a w drugim była mniejsza od tej wartości. Stwierdzono również, że wartości współczynnika bezpieczeństwa skarpy są ponad dwukrotnie większe dla skarpy zadrzewionej i według wytycznych amerykańskich

(U.S. Army Corps of Engineers 1999) świadczą o co najmniej dobrym poziomie bezpieczeństwa konstrukcji. Z kolei analizując wartości prawdopodobieństwa powstania osuwiska obejmującego całą skarpe jej bezpieczeństwo można scharakteryzować jako poniżej przeciętnej. Obliczenia nie wykazują wyraźnej różnicy pomiędzy gatunkami obydwu drzew, co stanowi potwierdzenie wyników analizy statystycznej przedstawionej wcześniej dla spójności pozornej gruntu.

Tabela 2. Zestawienie wyników obliczeń stateczności skarpy wykopu drogowego w zależności od rodzaju występujących drzew

Table 2. Slope stability results of slope in relation to its cover

Parametry	Rodzaj drzew na skarpie		
	Brak	Topola czarna	Robinia akacyjowa
<i>Osuwisko całej skarpy</i>			
Zakres wartości współczynnika bezpieczeństwa, [-]	0,89-1,25	0,99-1,31	0,99-1,30
Średni współczynnik bezpieczeństwa, [-]	1,08	1,16	1,15
Wskaźnik bezpieczeństwa [-] obliczony zgodnie z (5)	2,16	4,86	4,74
Prawdopodobieństwa wystąpienia osuwiska skarpy [%] obliczone zgodnie z (6)	1,499	0,003	0,009
<i>Osuwisko w dolnej części skarpy</i>			
Zakres wartości współczynnika bezpieczeństwa, [-]	0,92-1,41	1,07-1,53	1,07-1,55
Średni współczynnik bezpieczeństwa, [-]	1,17	1,32	1,31
Wskaźnik bezpieczeństwa [-] obliczony zgodnie z (5)	3,64	6,99	6,58
Prawdopodobieństwa wystąpienia osuwiska skarpy [%] obliczone zgodnie z (6)	0,138	0,000	0,000

5. Dyskusja wyników badań

Wyniki badań wykazały, że badane gatunki drzew charakteryzują się dużym rozrzutem wartości względnej powierzchni korzeni, który był większy w obrębie gatunku niż pomiędzy gatunkami. Pod względem statystycznym obydwie gatunki drzew charakteryzowały się podobnym rozwojem systemu korzeniowego. Względna powierzchnia korzeni wyniosła maksymalnie 0,3% (średnio 0,047%) w przypadku topoli czarnej oraz 0,14% (średnio 0,03%) w przypadku robinii akacjowej i są one stonkowo niewielkie w odniesieniu do wartości podawanej przez Bischetti i in. (2007, 2009) dla jodły pospolitej, modrzewia europejskiego, buka zwyczajnego, kasztana jadalnego oraz chmielograbu europejskiego, którzy uzyskali średnie wartości $Ar/A = 0,07-0,36\%$. Należy jednak podkreślić, że wartości powierzchni względnej podane w cytowanej pracy mieszczą się przeważnie w zakresie 0,09-0,15%, a badane gatunki roślin były znacznie starsze. Z kolei wartości powierzchni względnej korzeni uzyskane dla robinii akacjowej przez Ji i in. (2012) wyniosły maksymalnie 0,55%, średnio w całym profilu 0,15-0,19%. Należy jednak zwrócić uwagę, że autorzy prowadzili badania na drzewach 17-letnich, a więc znacznie starszych niż badane w niniejszej pracy, a pomiary względnej powierzchni korzeni dokonywane były w odległościach 0,25 i 0,5 m od drzewa, co jak wykazują wyniki badań Abernethy i Rutherford (2001) drzewa może mieć również istotny wpływ na wyniki pomiarów. Należy zauważyć również, że Ji i in. (2015) analizowali system korzeniowy tylko do głębokości 0,5 m ppt. twierdząc, że poniżej tej głębokości korzenie prawie nie występują. Z kolei badania Zhanga i in. (2014) prowadzone dla 5-letniej robinii akacjowej wykazały, że jej system korzeniowy sięga do głębokości co najmniej 1,0 m, przy czym w strefie do 0,4 m ppt występuje 65% ogółu korzeni, a poniżej głębokości 0,8 m zinventaryzowano tylko 4% korzeni. Zauważalne jest, że gęstość systemu korzeniowego w przypadku obydwu badanych gatunków jest największa w powierzchniowej części profilu i ma tendencję do zmniejszania się wraz z głębokością, ale wyróżniono również strefę w głębszej części profilu, gdzie następuje ponowny wzrost gęstości korzeni. Analizując wyniki prac Abernethy i Rutherford (2001), Bischetti i in. (2007, 2009), można zauważyć, że w głębszej części profilu glebowego występują strefy o stosunkowo wysokiej gęstości korzeni. Jak podają Abernethy i Ruther-

furd (2001) na pomiary powierzchni względnej korzeni duży wpływ ma obecność dużych korzeni i tutaj należy upatrywać przyczyn dużej zmienności wyników pomiarów. Z drugiej strony obecność zwiększonej ilości korzeni może wynikać z warunków siedliskowych związanych np. ze obecnością strefy gruntu o większej zasobności składników pokarmowych, większej porowatości lub większej wilgotności. Autorzy niniejszej pracy zaobserwowali i wykazali, że ten ostatni czynnik miał wpływ na zwiększoną ilość korzeni w głębszej strefie podłoża.

Badania oporu penetracji gruntu w pobliżu pni topoli i robinii akacjowej wykazały, że wraz z odległością od drzewa opór ten wzrasta. Uzyskana zależność jest odmienna od podawanej w pracach Osmana i Barakbah'a (2006, 2011), którzy wykazali, że obecność roślinności wpływa na zwiększenie oporów penetracji gruntu. Autorzy ci uzyskane zależności uzasadniali zwiększeniem siły wiązań pomiędzy gruntem, a korzeniami, które są tym większe im więcej korzeni występuje w gruncie. Niestety w pracach tych nie została opisana szczegółowa orientacja punktów badawczych względem drzewa. Z drugiej strony obserwując rozwój korzeni w gruncie, można zauważyć, że często korzenie powodują rozpulchnianie gruntu, które w powierzchniowej warstwie profilu gruntowego może prowadzić do jego rozluźnienia. Wydaje się, że zastosowanie penetrometru do badań efektu oddziaływań korzeni na opór penetracji gruntu wymaga dalszych prac badawczych.

Badania wytrzymałości na rozciąganie wykazały, że istnieje istotna zależność tego parametru od średnicy korzenia. Średnia wartość wytrzymałości na rozciąganie w przypadku topoli (41,6 MPa) jest mniejsza w porównaniu do robinii akacjowej (49,9 MPa), niemniej znajduje się w połowie zakresu wytrzymałości podanych przez Thomas i Pollen-Bankhead (2010) oraz Watsona (2015) dla różnych rodzajów topoli (rys. 9a). Uzyskane wartości wytrzymałości na rozciąganie są podobne do wytrzymałości wierzby purpurowej i wierzby iwy, natomiast większe od wytrzymałości jodły zwyczajnej, jesionu i olszy zielonej (Bischetti i in. 2007). Z kolei wytrzymałość na rozciąganie robinii akacjowej uzyskana przez Ji i in. (2012) wyniosła 43,3 MPa, a więc była nieco mniejsza niż uzyskali Autorzy niniejszych badań. Różnica ta wynika z wielkości średnic rozciąganych korzeni jak również z różnicy wieku badanych korzeni. Wartości wytrzymałości na rozciąganie robinii akacjowej uzyskane z niniejszych badań są nieznacznie większe od rezultatów uzyskanych

przez Ji i in. (2012) (rys. 9b). Różnica ta może wynikać z dwóch powodów. Ogólnie wytrzymałość na rozciąganie korzeni zmniejsza się wraz ze wzrostem średnicy. W przeprowadzonych badaniach wyliczona średnia wytrzymałość na rozciąganie odpowiadała średnicy korzenia 2,15 mm, podczas gdy w pracy Ji i in. (2012) średnia wytrzymałość korzeni odpowiadała średnicy korzenia wynoszącej 2,6 mm. Ponadto jak wskazują Genet i in. (2007), młodsze korzenie posiadają zwykle większą zawartość celulozy, która wpływa na zwiększenie wytrzymałości na rozciąganie.

Wyniki obliczeń spójności pozornej wykazały, że wartości tego parametru, pomimo młodego wieku badanych drzew, są stosunkowo wysokie (średnie wartości w przypowierzchniowej warstwie 0,05-0,15 m ppt. wynosiły w przypadku topoli czarnej i robinii akacjowej odpowiednio 9,0 oraz 19,8 kPa). Wartości te jednak były mniejsze od wartości podawanych przez Bischetti i in. (2009) dla wybranych gatunków drzew europejskich czy też Ji i in. (2012), którzy dla robinii akacjowej uzyskali maksymalne wartości spójności pozornej przekraczające 40 kPa, a przy głębokości 0,5 m ppt. większe niż 20 kPa. Biorąc pod uwagę wysokie wartości spójności pozornej nie dziwi fakt, że zastosowanie tego parametru do obliczeń stateczności powoduje zwiększenie współczynnika stateczności skarpy wykopu porośniętych drzewami (Ji i in. 2012, Genet i in. 2008, 2010). W przypadku analizowanej skarpy wykazano, że im mniejsza była bryła osuwiskowa tym większa jest jej stateczność. Prawdopodobnie ta wynika z faktu, że przy niezbyt głębokiej płaszczynie poślizgu większa jej część przebiega przez strefę zasięgu korzeni. Można się spodziewać, że w przypadku płytkich powierzchni poślizgu nieprzekraczających 0,5 m głębokości wartości współczynnika bezpieczeństwa byłyby jeszcze większe, jak chociażby pokazują wyniki analiz stateczności podanych przez Preti i Giadrossich (2009).

6. Podsumowanie

Na podstawie analizy powierzchni względnej systemów korzeniowych topoli i robinii akacjowej pochodzących z 5-letnich plantacji, wyników badań wytrzymałości na zrywanie ich korzeni oraz analizy otrzymanych wyników obliczeń spójności pozornej i stateczności można ogólnie stwierdzić, że:

1. Wyniki badań potwierdzają dużą zmienność względnej powierzchni systemu korzeniowego drzew. Analiza statystyczna wykazała, że różnice powierzchni względnej systemu korzeniowego wewnątrz gatunkowe są istotne, natomiast nie wykazano istotnej różnicy wartości powierzchni względnej korzeni pomiędzy porównywanymi gatunkami.
2. Wyniki badań wytrzymałości na rozciąganie wykazały stosunkowo dobrą zależność od średnicy korzeni. Statystycznie wytrzymałość na rozciąganie korzenie robinii akacjowej (49,9 MPa) jest większa niż topoli czarnej (41,6 MPa).
3. Wyniki obliczeń spójności pozornej wykazały, że średnie jej wartości dla obydwu drzew nie różnią się istotnie pod względem statystycznym, natomiast duży wpływ na wartości tego parametru ma zastosowany model obliczeniowy.
4. Wyniki obliczeń stateczności wskazują, że analizowane systemy korzeniowe pomimo młodego wieku drzew, wywierają pozytywny wpływ na stateczność skarpy. Przeprowadzona analiza statystyczna wyników badań nie pozwala jednak wskazać, którego gatunku drzew system korzeniowy będzie korzystniej wpływał na stateczność zbocza.

Praca wykonana w ramach badań statutowych: DS-3322/KIWiG/2015

Autorzy składają również podziękowania pracownikom Zakładu Geomorfologii Uniwersytetu Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie za udostępnienie programu komputerowego do obliczeń stateczności.

Literatura

- Abdi, E., Majnounian, B., Genet, M., Rahimi, H. (2010). Quantifying the effects of root reinforcement of Persian Ironwood (*Parrotia persica*) on slope stability; a case study: Hillslope of Hyrcanian forests, northern Iran. *Ecological Engineering*, 36, 1409-1416.
- Abernethy, B., & Rutherford, I.D. (2001). The distribution and strength of riparian tree roots in relation to riverbank reinforcement. *Hydrological Processes*, 15, 63-79.
- Adhikiri, A.R., Gautam, M.R., Yu, Z., Imada, S., Acharya, K. (2013). Estimation of root cohesion for desert species in the Lower Colorado riparian ecosystem and its potential for streambank stabilization. *Ecological Engineering*, 51, 33-44.

- Bischetti, G.B., Chiaradia, E.A., Simonato, T., Speziali, B., Vitali, B., Vullo, P., Zocco, A. (2007). Root strength and root area ratio of forest species in Lombardy (Northern Italy). *Plant and Soil*, 278, 11-22.
- Bischetti, G.B., Chiaradia, E.A., Epis, T., Morlotti, E. (2009). Root cohesion of forest species in the Italian Alps. *Plant and Soil*, 324, 71-89.
- Böhm, W. (1979). *Methods of studying root systems*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer-Verlag.
- Docker, B.B. & Hubble, T.V.T. (2008). Quantifying root-reinforcement of river bank soils by four Australian tree species. *Geomorphology*, 100, 401-418.
- Fijałkowska, D. & Styszko, L. (2011). Ciepło spalania biomasy wierzbowej. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection)*, 13, 875-889.
- Genet, M., Stokes, A., Salin, F., Mickovski, S.B., Forcaud, T., Dumail, J-F., van Beek R. (2007). The influence of cellulose content on tensile strength in tree roots. Stokes et al. (eds.) *Eco- and Ground Bio-Engineering: The Use of Vegetation to Improve Slope Stability*, 3-11.
- Genet, M., Kokutse, N., Stokes, A., Forcaud, T., Cai, X., Ji, J., Mickovski, S. (2008). Root reinforcement in plantations of *Cryptomeria japonica* D. Don: effect of tree age and stand structure on slope stability. *Forest Ecology and Management*, 256, 1517-1526.
- Genet, M., Stokes, A., Fourcaud, T., Norris, J.E. (2010). The influence of plant diversity on slope stability in a moist evergreen deciduous forest. *Ecological Engineering*, 36, 265-275.
- GEO-SLOPE 2010. (2007). *Stability modeling with SLOPE/W An Engineering Methodology (4th ed.)*. Alberta: GEO-SLOPE International Ltd.
- Ji, J., Kokutse, N., Genet, M., Fourcaud, T., Zhang, Z. (2012). Effect of spatial variation of tree root characteristics on slope stability. A case study on Black Locust (*Robinia pseudoacacia*) and *Arborvitae* (*Platycladus orientalis*) stands on the Loess Plateau, China. *Catena*, 92, 139-154.
- Juliszewski, T., Kwaśniewski, D., Mudryk, K., Wróbel, M. (2012). Ocena wybranych parametrów biomasy pozyskanej z plantacji drzew szybkorosnących. *Inżynieria Rolnicza*, 2(136), 89-97.
- Kielbasa, P. (2011). Zintegrowana metoda oceny nakładów energetycznych na uprawę podstawową w aspekcie mozaikowości gleby. *Inżynieria Rolnicza*, XV, 3(128). Wyd. Polskie Towarzystwo Inżynierii Rolniczej.
- Kujawa K. (2012). Znaczenie obecności robinii *Robinia pseudoacacia* w drzewostanie zadrzewień śródpolnych dla różnorodności i zagęszczenia populacji ptaków lęgowych. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie*, 14, 33(4), 62-73.

- Mickovski, S.B. & van Beek, L.P.H. (2009). Root morphology and effects on soil reinforcement and slope stability of young vetiver (*Vetiveria zizanioides*) plants grown in semi-arid climate. *Plant and Soil*, 324, 43-56.
- Mao, Z., Saint-Andre, L., Genet, M., Mine, F-X., Jourdan, Ch., Rey, H., Courbaud, B., Stokes, A. (2012). Engineering ecological protection against landslides in diverse mountain forests: Choosing cohesion models. *Ecological Engineering*, 45, 55-69.
- Osman, & N., Barakbah, S.S. (2006). Parameters to predict slope stability – Soil water and root profiles. *Ecological Engineering*, 28, 90-95.
- Osman, N., & Barakbah, S.S. (2011). The effect of plant succession on slope stability. *Ecological Engineering*, 37, 139-147.
- PN-88/B-04481. *Grunty budowlane. Badania próbek gruntu*. Warszawa: Polski Komitet Normalizacji, Miar i Jakości.
- Pollen, N., Simon, A. (2005). Estimating the mechanical effects of riparian vegetation on stream bank stability using a fiber bundle model. *Water Resources Research*, 41, W07025.
- Preti, F. (2006). On root reinforcement modeling. European Geosciences Union 2006. *Geophysical Research Abstracts*, 8, 04555.
- Preti, F., & Giadrossich, F. (2009). Root reinforcement and slope bioengineering stabilization by Spanish Broom (*Spartium junceum* L.) *Hydrology and Earth System Sciences*, 13, 1713-1726.
- Rai, R., & Shrivastva, B.K. (2012). Large in situ shear test box for mine waste dump. *Journal of The Institution of Engineers (India). Series D.*, 93(1), 19-22.
- Stachowski, P. (2006). Kształtowanie środowiska rolniczego na terenach pogórnich Kopalni Węgla Brunatnego „Konin”. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection)*, 8, 279-297.
- Styszko, L., Fijałkowska, D., Sztyma, M. (2008). Obserwacje rozwoju wierzby energetycznej w 2007 roku. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection)*, 10, 425-432.
- Styszko L., Borzymowska A., Ignatowicz M. (2011). Wpływ zagęszczenia krzaków wierzby na odrastanie pędów w trzyletnim cyklu jej uprawy. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set of Environment Protection)*, 13, 541-556.
- Thomas, R.E., & Pollen-Bankhead, N. (2010). Modeling root-reinforcement with a fiberbundle model and Monte Carlo simulation. *Ecological Engineering*, 36, 47-61.
- Tomanek, J. (1997). *Botanika leśna*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne.
- U.S. Army Corps of Engineers. (1999) *Risk-based analysis in geotechnical engineering for support of planning studies, engineering and design*. Rep. No. 20314-1000, Dep. of Army, Washington, D.C.

- Węgorek, T., Kraszkiewicz, A. (2005). Dynamika wzrostu robinii akacjowej (*Robinia pseudacacia* L.) w zadrzewieniu śródpolnym na glebach lessowych. *Acta Agrophysica*, 5(1), 211-218.
- Waldron, L.J. (1977). The shear resistance of root-permeated homogeneous and stratified soil. *Journal of the Soil Science Society of America*, 41, 843-849.
- Watson, A., McIvor, I., Douglas, G. (2015). Live root-wood tensile strength of *Populus × euramericana*, 'Veronese poplar'. *The New Zealand Poplar & Willow Research Trust* (<http://www.poplarandwillow.org.nz>), 1-8.
- Wiłun, Z. (2000). *Zarys geotechniki*. Warszawa: Wyd. Kom. i Łączn.
- Wu, T.H., McKinnell III, W.P., Swanston, D.N. (1979). Strength of tree roots and landslides on Prince of Wales Island, Alaska. *Canadian Geotechnical Journal*, 16, 19-33.
- Zhang, Ch., Chen, L-H., Jiang, J. (2014). Vertical root distribution and root cohesion of typical tree species on the Loess Plateau, China. *Journal of Arid Land*, 6(5), 601-611.

Quantifying Effect of Root-Reinforcement of Juvenile Trees of Black Poplar and Black Locust

Abstract

Determination of lateral root-cohesion of black poplar (*Populus nigra* L.) and black locust (*Robinia pseudoaccacia* L.) root systems derived from 5 years-old plantation was the aim of the paper. In the framework of the research were carried out measurements of root area ratio using profile wall trench technique, penetration resistance tests near trees. In the framework of laboratory tests were done tensile strength tests of the roots of both species and were determined basic geotechnical properties of soils from vicinity of analyzed plants. In the next part of research were calculated values of root-cohesion using Wu-Waldron and Fiber Bundle Models, as well as were performed slope stability calculations in order to demonstrate positive influence of root-cohesion on factor of safety.

The measurements of root systems revealed that the plants are characterized by a large variation of root area ratio. Mean value of root area ration of black poplar and black locust were equal 0.045 and 0.03% respectively, however statistical analysis did not confirmed the significance of differences of this parameter between the analyzed species. The biggest values of root area ratio were determined in the superficial layer of soil profile limited to depth of 0.3 m below the terrain surface, but relatively high values of root area ratio were also determined at a depth of 0.65-0.75 m below ground level and were one associated with an increase of soil moisture content. Penetration tests of the soil near

the tree trunks of black poplar and black locust showed that increase of distance from the tree caused increase of penetration resistance. These results are in contrast to the penetration results reported in the literature.

Calculations of root-cohesion showed that the nature of changes in the value of this parameter is the same as in the case of root area ratio values. The values of root-cohesion are decreasing with increase to depth up to 0.55 m below the surface and at depth 0.65-0.75 m below the surface is visible the increase in the value of root cohesion. The mean value of root-cohesion of black poplar was 4.5 kPa, whereas in the case of black locust was almost twice higher (8.7 kPa). The results of the statistical analysis did not show a significant difference in the root-cohesion of the analyzed plant species. Comparison of root-cohesion value calculations obtained using both models revealed that model Wu-Waldron gives a significantly higher value of cohesion than the model bundle, and the difference of calculation results of both methods is the greater the more the roots occurs in the soil profile.

Probabilistic stability calculations carried out for the hypothetical slope showed that the presence of vegetation on the slope improves its stability. The average value of the safety factor on the slopes covered with two analyzed species plant was 6.5-12.8% higher than in case of non-vegetated slope. Values of reliability indexes obtained for vegetated slope were more than twice higher than for slope without vegetation. Calculations results didn't showed significant difference in the impact of the two species on slope stability.

Streszczenie

Celem pracy było określenie wartości spójności pozornej gruntów (przyrostu wytrzymałości gruntu na ścinanie) związanej z obecnością w profilu systemów korzeniowych topoli czarnej (*Populus nigra*) oraz robinii akacjowej (*Robinia pseudoacacia* L.). Badania przeprowadzono dla drzew po 5 latach od ich zasadzenia. W ramach prac badawczych przeprowadzone zostały pomiary powierzchni względnej korzeni, wykonano badania wytrzymałości na rozciąganie korzeni, określono podstawowe właściwości fizyczne i mechaniczne gruntów występujących w pobliżu roślin, a w dalszej części pracy przeprowadzono obliczenia spójności pozornej z wykorzystaniem modelu Wu-Waldrona i modelu wiązkowego oraz przeprowadzono obliczenia stateczności celem wykazania pozytywnego wpływu korzeni badanych gatunków drzew na stateczność skarp.

Ogólnie stwierdzono, że badane drzewa charakteryzują się dużym zróżnicowaniem powierzchni względnej systemu korzeniowego, co było zwłaszcza widoczne w przypadku topoli czarnej. Wartości średniej powierzchni względnej korzeni (A_r/A) w całym profilu wyniosły 0,045% w przypadku topoli czarnej i 0,03% dla robinii akacjowej, przy czym analiza statystyczna wykonana przy

poziomie istotności 0,01 nie potwierdziła istotności różnic tego parametru pomiędzy obydwoma gatunkami drzew. Wyróżniono dwie strefy zwiększonej gęstości systemu korzeniowego badanych gatunków. Pierwsza z nich występowała przy powierzchni terenu, ograniczonej do głębokości około 0,25 m ppt, natomiast druga strefa na głębokości 0,65 m ppt i była związana z obecnością gruntu o dużej wilgotności. Badania oporu penetracji gruntu w pobliżu pni topoli czarnej i robinii akacjowej wykazały, że wraz z odległością od drzewa opór ten wzrasta. Uzyskana zależność jest odmienna od podawanej w literaturze.

Wyniki obliczeń spójności pozornej wykazały, że charakter zmian wartości spójności pozornej był taki sam jak w przypadku zmian powierzchni względnej korzeni. Spójność pozorna zmniejszyła się wraz ze wzrostem głębokości do 0,55 m ppt, a na głębokości 0,65 m ppt był widoczny przyrost jej wartości. Średnia wartość spójności pozornej dla korzeni topoli czarnej wyniosła 4,5 kPa, a dla robinii akacjowej była prawie dwukrotnie większa i wyniosła 8,7 kPa. Wyniki analizy statystycznej na poziomie istotności 0,01 nie wykazały jednak istotnych różnic wartości spójności pozornej pomiędzy obydwoma gatunkami drzew. Porównując wyniki obliczeń spójności pozornej uzyskanych z zastosowaniem obu modeli obliczeniowych stwierdzono, że model Wu-Waldrona daje wyraźnie większe wartości spójności pozornej niż model wiązkowy. Stosunek spójności pozornej z obliczeń obydwoma modelami był tym większy im więcej korzeni występowało w rozpatrywanej części profilu gruntowego.

Obliczenia stateczności wykazały, że obecność drzew na skarpie wykopu pozytywnie wpływa na poprawę warunków jej stateczności. Średnie wartości współczynnika bezpieczeństwa dla zbocza pokrytego roślinnością były od 6,5 do 12,8% większe niż dla zbocza bez roślinności. Z kolei wartości współczynnika bezpieczeństwa skarpy są ponad dwukrotnie większe dla skarpy zadrzewionej. Obliczenia nie wykazują wyraźnej różnicy pomiędzy gatunkami obydwu drzew.

Słowa kluczowe:

spójność pozorna, stateczność zboczy, topola czarna, robinia akacjowa

Keywords:

root cohesion, slope stability, black poplar, black locust



Dobór modelu i wyznaczanie parametrów kinetycznych aktywności oddechowej odpadów w trakcie procesu tlenowej biostabilizacji frakcji podsitowej odpadów komunalnych

*Sylwia Stegenta, Barbara Kałdun, Andrzej Białowiec
Uniwersytet Przyrodniczy, Wrocław*

1. Wstęp

Pomimo wielu zabiegów prawnych i nowych inwestycji w zakresie gospodarki odpadami w Polsce, nadal dominującym kierunkiem zagospodarowania odpadów pozostaje ich składowanie. W takim przypadku ważne jest aby stosować technologie wstępnego przetwarzania odpadów, które pozwolą na ich przygotowanie do bezpiecznego składowania. Pośród tych technologii, zyskują na popularności biosuszenie i biostabilizacja tlenowa odpadów (Adani i in. 2004, Dimitris 2006, Jędrzak 2015, Sidelko i in. 2011).

Końcowym produktem procesu biostabilizacji jest stabilizat, czyli odpad stały, który po biologicznym przetworzeniu, spełnia wymogi rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych (Dz.U. z 2012, poz. 1052). Aby określić stopień stabilizacji odpadu, (w praktyce stopień dekompozycji materii organicznej), stosuje się wskaźniki określające aktywność biologiczną. Istnieje wiele metod oznaczania aktywności mikroorganizmów, jednak najbardziej odpowiednie są metody wykorzystujące metody respiracyjne. Techniki te bazują na pomiarze zużytego przez mikroorganizmy O_2 lub produkcji CO_2 , przy czym bardziej rekomendowanymi są metody oparte na pomiarze zużycia tlenu (Sanchez i in. 2012, Sidelko i in. 2014). Duże zapotrzebowanie na tlen kompostu/biostabi-

lizatu niedojrzałego i wysoki wskaźnik produkcji CO₂, wynika z w intensywnego rozwoju mikroorganizmów, który jest spowodowany rozkładem łatwo biodegradowalnych frakcji materiału organicznego. W późniejszych etapach procesu następuje stopniowe obniżenie zapotrzebowania na tlen, co wynika ze spadku zawartości dostępnej materii organicznej i większego udziału frakcji mineralnej, a co za tym idzie mniejszej aktywności mikroorganizmów (Aspray i in. 2015, Kilian i Macedowska-Capiga 2011).

W polskim prawie przyjęto, iż parametrem wskazującym na stopień stabilizacji odpadu jest wskaźnik AT4 (rozporządzenie Dz.U. z 2012, poz. 1052). Najpopularniejsze systemy pomiarowe tego wskaźnika to OxiTop® i Sapromat®. Pomiar systemem Sapromat opiera się na szczelnie zamkniętych naczyniach z elektronicznymi celkami, których zadaniem jest mierzenie spadku ciśnienia, w wyniku zużycia tlenu przy jednoczesnym wychwytywaniu CO₂ przez absorbent. Stała temperatura wewnątrz naczyń jest utrzymywana za pomocą łaźni wodnej. Główną różnicą między systemem Sapromat a Oxitop jest sposób dostarczania powietrza. W systemie Sapromat następuje to w sposób zautomatyzowany, natomiast w systemie Oxitop ręczny. Dodatkowo, pomiary dokonywane za pomocą zestawu OxiTop wykazują się mniejszą częstotliwością próbkowania: co 28 minut. Natomiast w systemie Sapromat próbkowanie wykonywane jest w interwałach co 36 sekund (Binner i in. 2012, Cossu in. 2008, Sánchez i in. 2012). Pomimo różnic uzyskiwane wyniki w obu systemach są ze sobą zbieżne (Binner i in. 2012).

Wiedza o kinetyce reakcji biologicznych jest kluczowa do wykonania wielu symulacji np. degradacji masy organicznej, bez skupiania się na ograniczeniach związanych z przepływem masy (Tremier i in. 2005). Zużycie tlenu w trakcie procesu rozkładu materii organicznej zawartej w odpadach może zostać opisane równaniem 0-ego lub 1-ego rzędu. Odpowiednie dopasowanie modelu do reakcji jest kluczowe aby wyznaczyć poprawnie parametry kinetyczne reakcji. Z tego względu wykonano badania, których celem było sprawdzenie stopnia dopasowania 2 modeli matematycznych do krzywej zużycia tlenu dla próbek odpadów będących w różnych fazach procesu biostabilizacji oraz zaproponowanie modelu o wyższej użyteczności. Badania prowadzono w skali technicznej, w warunkach eksploatacyjnych instalacji biostabilizacji, gdzie stosowany jest biopreparat bakteryjny w celu obniżenia uciążliwości odorowej. Ba-

dania wykonano w dwóch wariantach z wykorzystaniem partii odpadów zaszczipionych biopreparatem i odpadów niezaszczipionych.

2. Materiały i metody

2.1. Pobór próbek odpadów

Badania prowadzone były w Regionalnej Instalacji Przetwarzania Odpadów Komunalnych w Lubinie, gdzie proces biostabilizacji frakcji podsitowej prowadzony jest w reaktorach foliowych wg systemu Bio Com system. Szczegółowy opis systemu zawarty został w Świadectwie Weryfikacji ETV UE (ETV, 2015). Proces biostabilizacji prowadzono przez okres 7 tygodni, przy czym jeden reaktor został zaszczipiony biopreparatem bakteryjnym OWS (ang.: Organic Wastes Stabilizer). Na tonę frakcji podsitowej podawane jest ok. 0,8 litra preparatu. Zgodnie z kartą charakterystyki OWS, skład preparatu tworzą:

- Bakterie fototroficzne – mix,
- Bakterie Kwasy Mlekowego – mix,
- Drożdże – mix,
- Melasa trzcinowa,
- Woda.

W trakcie procesu biostabilizacji poprzez wykonane w reaktorach otwory pobierano próbki odpadów w interwałach cotygodniowych. Po pobraniu, próbki odpadów transportowane były do laboratorium, gdzie tego samego dnia rozpoczynano pomiary aktywności oddechowej.

2.2. Badania próbek odpadów

Aktywność oddechowa została zmierzona za pomocą systemu OxiTop® Control. Próbki o wadze od 50-55 g z dokładnością do 0,1 g, zostały umieszczone w naczyniach reakcyjnych. Naczynia zostały szczelnie zamknięte i umieszczone w komorze klimatycznej w temperaturze $20^{\circ}\text{C}\pm 0,1^{\circ}\text{C}$ na 5 dni. Wszystkie próby zostały wykonane w 3 powtórzeniach. Sumaryczna zużycie tlenu zostało obliczone zgodnie z równaniem (Binner i in. 2012):

$$OD[\text{mg } O_2/\text{g s. m.}] = \Delta p \cdot \frac{M_{O_2}}{R \cdot T} \cdot \frac{V_{ges} - V_{abs} - V_{sample}}{m_{s.m.}} \quad (1)$$

gdzie:

OD – zużycie tlenu [$\text{mg O}_2/\text{g s.m.}$],

Δp – różnica ciśnienia [hPa],

M_{O_2} – ciężar molekularny tlenu ($31988 \text{ mg}\cdot\text{mol}^{-1}$),

R – ogólna stała gazowa ($83,14 \text{ L}\cdot\text{hPa}\cdot(\text{K}\cdot\text{mol}^{-1})$),

T – temperatura pomiaru,

V_{ges} – całkowita objętość naczynia pomiarowego (L),

V_{abs} – objętość absorbera i wewnętrznego wyposażenia pomocniczego (L),

V_{sample} – objętość próbki,

$m_{\text{s.m.}}$ – masa suchej próbki (g).

Od każdego bazowego testu odjęto okres przygotowawczy – lag fazę, która została wyznaczona zgodnie z rekomendacjami podanymi przez Binner i in. (2012). Faza przygotowawcza kończy się, gdy średnia 3-godzinowego przedziału pomiaru osiąga 25% wartości średniej 3-godzinowego przedziału, w którym zapotrzebowanie tlenu było największe (Kilian i Macedowska-Capiga 2011). Jeśli przebieg reakcji jest 0-ego rzędu wtedy nie zachodzi lag faza i od razu można wyznaczyć sumaryczną wartość wskaźnika AT4.

Zawartość suchej masy określono za pomocą metody suszarkowo-wagowej. Badanie polegało na porównaniu mas nawązki odpadów przed i po 24 godzinnym suszeniu w temperaturze 105°C .

W pobranych próbkach odpadów określono także skład morfologiczny. Badanie polegało na ręcznym wyselekcjonowaniu odpadów do określonych kategorii. Metodą ważenia ustalono masę odpadów należących do poszczególnych frakcji (Den Boer i in. 2010). Na podstawie wykonanych ważeń poszczególnych frakcji ustalono udział materii organicznej biodegradowalnej (frakcja biodegradowalna to: odpady organiczne, drewno, papier, tekstylia, frakcja drobna $<20 \text{ mm}$) i nie biodegradowalnej (tworzywa sztuczne, odpady niebezpieczne, odpady wielomateriałowe) oraz frakcji mineralnej (szkło, metale, obojętne, inna kategoria).

2.3. Estymacja modeli matematycznych opisujących przebieg szybkości zużycia tlenu

Pod uwagę wzięto dwa rodzaje modeli matematycznych, jeden model opisujący reakcję 0-ego rzędu oraz jeden I-ego rzędu (tabela 1).

W celu zweryfikowania poprawności modelu posłużono się współczynnikiem determinacji R^2 , oraz Kryterium Informacyjnym Akaike (AIC).

Tabela 1. Modele matematyczne użyte w badaniach (Klimiuk in. 1995)**Table 1.** Mathematical models used in research (Klimiuk at el. 1995)

model	Rząd reakcji	Rozwiązanie analityczne równania szybkości reakcji
model A	0	$OD = k_0 \cdot t$
model B	1	$OD = OD_0 \cdot (1 - e^{-k_1 \cdot t})$

OD – zużycie tlenu ($mg\ O_2/g\ s.m.$), OD_0 – maksymalne zużycie tlenu ($mg\ O_2/g\ s.m.$); k_0 – szybkość zużycia tlenu dla modelu 0-ego rzędu ($mg\ O_2/g\ s.m.:h$); k_1 – stała szybkości zużycia tlenu dla modelu 1-ego rzędu (h^{-1}); t – czas (h)

Statystyczne dopasowanie krzywych (bez lag fazy) zostało wykonane za pomocą regresji nieliniowej w programie Statistica10. Współczynnik determinacji (R^2) obliczono wg. wzoru:

$$R^2 = \frac{\sum_{t=1}^n (\hat{y}_t - \bar{y})^2}{\sum_{t=1}^n (y_t - \bar{y})^2} \quad (2)$$

gdzie:

R^2 – współczynnik determinacji, procent zmienności wyjaśnionej przez model,

y_t – rzeczywista wartość zmiennej zależnej (zmierzona),

\hat{y}_t – przewidywana wartość zmiennej zależnej (na podstawie modelu regresji),

\bar{y} – średnia wartość rzeczywistej zmiennej zależnej.

Dodatkowo modele poddano analizie za pomocą Kryterium Informacyjnego Akaike. Zgodnie z założeniami tego kryterium, im niższa wartość tego wskaźnika tym lepsze dopasowanie danych do modelu. Ponieważ analiza regresji została oparta na metodzie najmniejszych kwadratów, użyto następującego równanie na AIC (Burnham i Anderson, 2002):

$$AIC = n \ln \left(\sum_{i=1}^n e_i^2 \right) + 2K \quad (3)$$

gdzie:

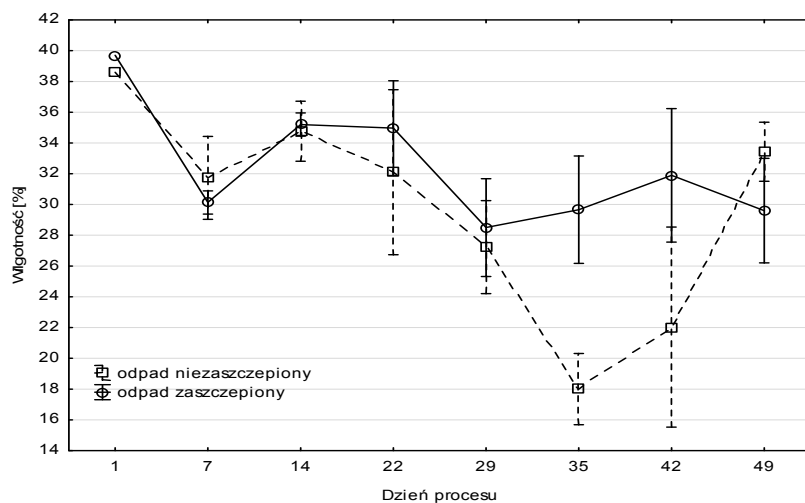
$\sum_{i=1}^n e_i^2$ – suma kwadratów reszt,

K – liczba parametrów modelu,
n – wielkość próby.

3. Wyniki

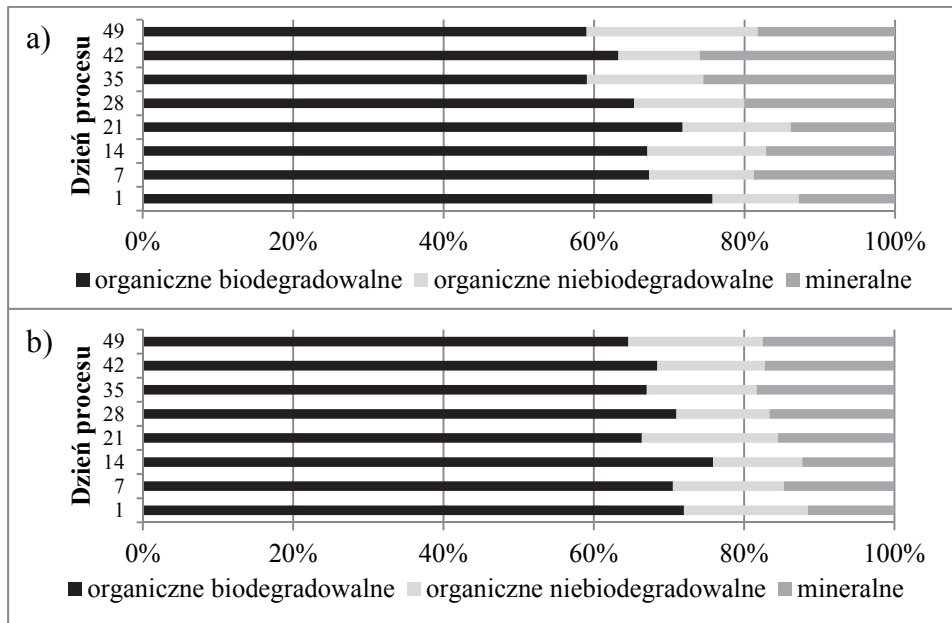
3.1. Właściwości odpadów i przebieg procesu

Badane odpady charakteryzują się dobrym nawodnieniem na początku procesu ok. 38% (rys. 1). Zawartość wilgoci w czasie trwania procesu zmieniała się, osiągając na końcu ok. 32%, przy czym jedynie w 5 i 6 tygodniu procesu obserwowano obniżenie wilgotności w reaktorze z odpadami nie zaszczeponymi. Początkowa zawartość materii organicznej w reaktorach była podobna i przyjmowała ona wysokie wartości na poziomie 75% (rys. 2). Zarówno odpad zaszczepony jak i nie zaszczepony posiadał duży udział materii organicznej biodegradowalnej (rys. 2). W trakcie kolejnych tygodni procesu biostabilizacji obserwowano stopniowe obniżanie się zawartości frakcji biodegradowalnej, przy czym w reaktorze niezaszczeponym biopreparatem końcowa zawartość frakcji biodegradowalnej była na poziomie 60%, a w reaktorze zaszczeponym 65% (rys. 2).



Rys.1. Zmiany zawartości wilgotności w czasie trwania procesu (średnia + błąd standardowy)

Fig. 1. Variation of mean (\pm standard error) moisture content during waste biostabilisation process



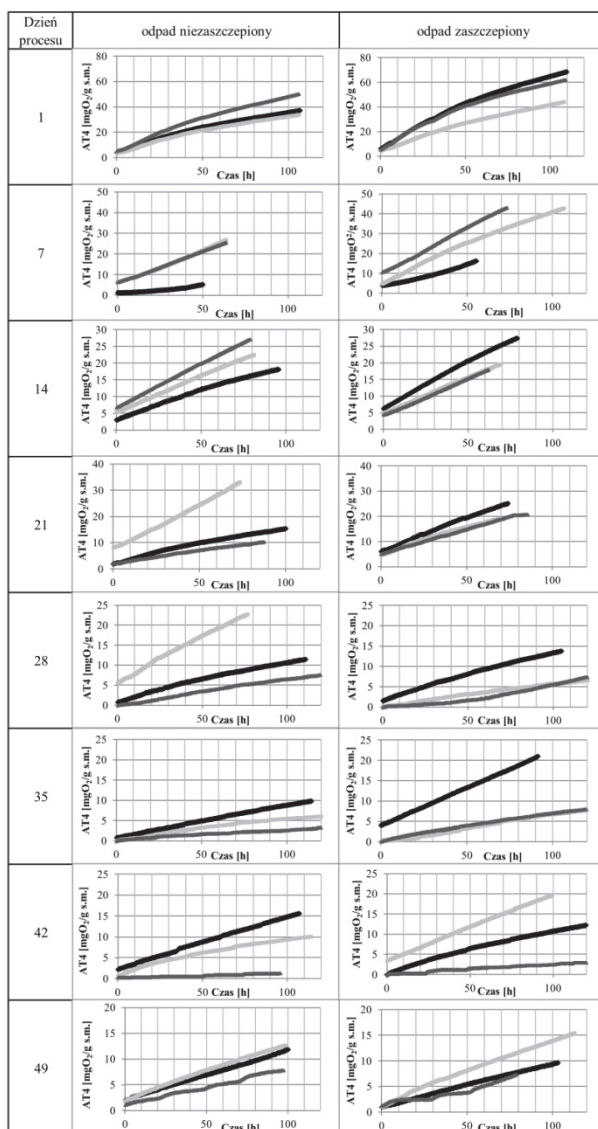
Rys. 2. Zmiany udziału frakcji biodegradowalnej i mineralnej ustalone na podstawie składu morfologicznego w czasie procesu, a) odpady niezaszczepione b) odpady nie zaszczepione

Fig. 2. Biodegradable and mineral fraction variation, determined on the base of municipal waste characterization, during biostabilization process, a) waste without inoculation b) waste with inoculation

3.2. Kinetyka zużycia tlenu

Dane wyjściowe na podstawie których obliczono parametry kinetyczne zużycia tlenu przedstawiono na rysunku 3.

Na początku procesu (pierwszy tydzień badań) zaobserwowano iż w przypadku modelu reakcji I-ego rzędu wartość parametru stałej szybkości zużycia tlenu (k_1) oraz maksymalnego zużycia tlenu (OD_0) w próbkach zaszczepionych biopreparatem jest podobna jak w próbkach niezaszczepionych. W kolejnych 2 tygodniach stała szybkości zużycia tlenu w odpadach zaszczepionych była wyższa, niż niezaszczepionych i przyjmowała wartości na poziomie od 0,027 do 0,03 h^{-1} .



Rys. 3. Dane wyjściowe estymacji parametrów kinetycznych aktywności oddechowej próbek odpadów pobranych 1, 7, 14, 21, 28, 35, 42, 49 dnia procesu; badania wykonano w 3 powtórzeniach

Fig. 3. Output data for respiration activity kinetics estimation for sample collected in 1st, 7th, 14th, 21th, 28th, 35th, 42th, 49th day of the process; research were performed in three reduplications

W obu przypadkach w ciągu tych 2 tygodni obserwowano najwyższą intensywność zużycia tlenu. Od 4 tygodnia stała szybkości zużycia tlenu spadła, przy czym spadek ten był wyższy w przypadku odpadów zaszczipionych. Maksymalne zużycie tlenu OD_0 , podobnie jak stała szybkości zużycia tlenu było najwyższe w przypadku odpadów świeżych, przy czym było wyższe w odpadach zaszczipionych. Obserwowano, stopniowy spadek parametru OD_0 , przy czym w przypadku odpadów zaszczipionych wartość OD_0 zatrzymała się na poziomie około 17 mg O_2/g s.m., natomiast w przypadku odpadów niezaszczipionych osiągnęła wartości w zakresie od 8,3 do 14,1 mg O_2/g s.m. Podobnie jak w przypadku modelu I-ego rzędu, szybkość zużycia tlenu w odpadzie świeżym, zaszczipionym 0,67 mg O_2/g s.m. \cdot h była wyższa niż w odpadzie niezaszczipionym 0,44 mg O_2/g s.m. \cdot h. Obserwowano spadek szybkości zużycia tlenu w kolejnych tygodniach, przy czym w obu przypadkach końcowa wartość była podobna na poziomie około 0,11-0,12 mg O_2/g s.m. \cdot h (tabela 2).

Analizy wykazały, iż model B zużycia tlenu (I-ego rzędu) charakteryzuje się bardzo wysokim dopasowaniem do danych (współczynnik determinacji dla większości próbek jest większy niż 0,90). W przypadku modelu A (0-ego rzędu) stwierdzono słabsze dopasowanie (tabela 3). Niemniej jednak wartość współczynnika determinacji kształtowała się na ciągle wysokim poziomie powyżej 0,8 (tabela 3), Podobnie, lepsze dopasowanie wykazało wyliczenie indeksu AIC.

Stwierdzono, iż dla wszystkich poddanych symulacji próbek odpadów najlepszym dopasowaniem modelu zużycia tlenu charakteryzował się model I-ego rzędu, chociaż w nielicznych przypadkach różnica w stopni dopasowania z modelem 0-ego rzędu była niewielka. Należy podkreślić się wyłaniające się prawidłowości są jednakowe dla odpadu zaszczipionego jak i niezaszczipionego (tabela 3).

Tabela 2. Wartości oszacowanych parametrów kinetycznych równania reakcji 0-ego rzędu – szybkość zużycia tlenu (k_0 mg O₂/g s.m·h) oraz równania reakcji 1-ego rzędu stałej szybkości zużycia tlenu ($k_a - h^{-1}$) i maksymalnego zużycia tlenu ($OD_0 - mg O_2/g s.m.$)

Table 2. Estimated values of kinetic parameters of 0-order model – oxygen consumption rate (k_0 mg O₂/g d.m·h) and 1st-order model – constant of oxygen consumption rate ($k_1 - h^{-1}$), and maximum oxygen demand ($OD_0 - mg O_2/g d.m.$)

Rodzaj odpadu	Model	Parametr	Parametry statystyczne	Dzień procesu							
				1	7	14	21	28	35	42	49
odpad niezaszczypony	A	k_0 (mg O ₂ /g s.m·h)	średnia	0,4359	0,3339	0,3077	0,2676	0,1744	0,0590	0,0921	0,1198
			odchylenie standardowe	0,0905	0,2029	0,0864	0,1973	0,1467	0,0318	0,0729	0,0287
	B	k_1 (h ⁻¹)	średnia	0,0163	0,0208	0,0221	0,0205	0,0144	0,0077	0,0119	0,0132
			odchylenie standardowe	0,0007	0,0086	0,0035	0,0030	0,0137	0,0018	0,0039	0,0030
odpad niezaszczypony	A	OD_0 (mg O ₂ /g s.m.)	średnia	47,2567	23,9067	23,4033	22,2000	23,5167	8,3367	11,7033	14,0633
			odchylenie standardowe	10,6616	11,7907	1,8822	13,3667	8,1251	9,5074	9,4203	1,4694
	B	k_0 (mg O ₂ /g s.m·h)	średnia	0,6177	0,4735	0,3473	0,3333	0,1000	0,1356	0,1190	0,1125
			odchylenie standardowe	0,1377	0,1813	0,0447	0,0532	0,0443	0,0999	0,0962	0,0305
odpad zaszczypony	A	k_1 (h ⁻¹)	średnia	0,0162	0,0201	0,0274	0,0297	0,0058	0,0107	0,0088	0,0086
			odchylenie standardowe	0,0021	0,0062	0,0017	0,0067	0,0064	0,0053	0,0049	0,0004
	B	OD_0 (mg O ₂ /g s.m.)	średnia	67,6900	41,3067	23,7033	22,9767	17,1067	17,7100	17,2233	17,6667
			odchylenie standardowe	13,6864	17,8857	5,2061	3,6109	1,5481	6,7687	9,1237	5,0468

Tabela 3. Wartości Kryterium Informacyjne Akaike (AIC) i współczynnika determinacji R^2 dla estymowanych modeli. Wartości wskazujące na lepsze dopasowanie modelu podświetlono

Table 3. Akaike Information Criteria (AIC) and determination coefficient R^2 values for estimated models. Values indicating on better fitting of the model have been highlighted

Nr próbki	model	Rodzaj kryterium	Dzień procesu							
			1	7	14	21	28	35	42	49
I	A	R^2	0,8420	0,8245	0,8170	0,8444	0,9208	0,9711	0,8981	0,8373
		AIC	2714,2	539,2	2005,9	1975,4	1843,7	1468,0	2001,1	1786,4
	B	R^2	0,9898	0,8397	0,9615	0,9810	0,9932	0,9920	0,9666	0,9383
		AIC	1835,0	525,5	1556,8	1343,2	1021,4	1025,1	1641,5	1494,5
II	A	R^2	0,8552	0,7871	0,7090	0,7419	0,6370	0,9653	0,8353	0,8523
		AIC	2610,6	1408,1	1836,3	1778,8	1772,9	1339,9	2041,9	1783,4
	B	R^2	0,9904	0,9888	0,9039	0,8883	0,8988	0,9970	0,9869	0,9612
		AIC	1743,8	1286,9	1566,0	1593,7	1477,9	462,4	1172,5	1393,9
III	A	R^2	0,8663	0,7220	0,6608	0,7761	0,9938	0,9310	0,8675	0,9075
		AIC	2833,8	1437,0	1899,2	1540,1	888,8	1027,9	410,6	1374,3
	B	R^2	0,9896	0,8918	0,9039	0,9424	0,9967	0,9872	0,8955	0,9487
		AIC	2018,8	1255,8	1637,3	1183,1	658,8	422,2	342,1	1201,7
IV	A	R^2	0,8629	0,7976	0,7055	0,6687	0,8991	0,8266	0,9630	0,9496
		AIC	3165,6	1020,9	1888,1	1734,1	1886,1	1328,7	1658,9	1429,8
	B	R^2	0,9914	0,8709	0,9154	0,9059	0,9800	0,9350	0,9990	0,9858
		AIC	2252,2	945,9	1591,4	1453,4	1376,2	1670,6	527,6	1037,8
V	A	R^2	0,8805	0,8958	0,6866	0,5712	0,9861	0,9439	0,8593	0,9472
		AIC	2774,3	2668,0	1494,5	1538,3	1048,5	1940,6	2036,0	1947,3
	B	R^2	0,9891	0,8939	0,9938	0,9075	0,9892	0,9989	0,9516	0,9903
		AIC	1996,4	2068,4	1443,6	1225,1	260,3	832,1	1718,8	1357,7
VI	A	R^2	0,8022	0,7285	0,7425	0,6866	0,9474	0,9786	0,9681	0,7933
		AIC	3187,9	1918,5	1251,7	1945,6	913,2	1328,3	786,9	1149,8
	B	R^2	0,9901	0,9027	0,8943	0,8949	0,9587	0,9984	0,9795	0,8113
		AIC	2205,9	1691,6	1085,1	1663,6	854,8	386,3	628,6	1128,3

4. Podsumowanie

Przeprowadzone badania wykazały, iż niezależnie od czasu trwania procesu oraz zastosowania lub niezastosowania inokulacji modelem najlepiej opisującym zużycie tlenu w wyniku biologicznego rozkładu materii organicznej odpadów przez mikroorganizmy jest model I-ego rzędu. Potwierdzają to obie zastosowane liczby kryterialne Współczynnik determinacji (R^2) oraz Kryterium Informacyjne Akaike (AIC).

Zaobserwowano natomiast wpływ zaszczepienia odpadów biopreparatem na zwiększenie aktywności oddechowej mikroorganizmów, oraz parametrów kinetycznych opisujących zużycie tlenu przez pierwsze 3 tygodnie procesu.

Zaobserwowany w 5 tygodniu w odpadzie niezaszczepionym i 4 tygodniu w odpadzie zaszczepionym biopreparatem, ponowny wzrost szybkości zużycia tlenu, wynikać może ze wzrostu dostępności materii organicznej pochodzącej z materiałów trudno rozkładalnych takich jak np. celuloza, która nie była dostępna w pierwszej fazie procesu.

Zgodnie z oczekiwaniami, w trakcie trwania procesu aktywność mikroorganizmów malała, co potwierdzono, spadkiem wartości parametrów kinetycznych zużycia tlenu.

Literatura

- Adani, F., Tambone, F., Gotti, A. (2004). Biostabilization of municipal solid waste. *Waste Management*, 24, 775-783.
- Aspray, T. J., Dimambro, M. E., Wallace, P., Howell, G., Frederickson, J. (2015). Static, dynamic and inoculum augmented respiration based test assessment for determining in-vessel compost stability. *Waste Management*, 42, 3-9.
- Binner, E., Böhm, K., Lechner, P. (2012). Large scale study on measurement of respiration activity (AT 4) by Sapromat and OxiTop. *Waste Management*, 32, 1752-1759.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R. (2002). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Second edition, New York, USA: Springer.
- Cossu, R., Raga, R. (2008). Test methods for assessing the biological stability of biodegradable waste. *Waste Management*, 28, 381-388.
- Den Boer, E., Jedrczak, A., Kowalski, Z., Kulczycka, J., Szpadt, R. (2010). A review of municipal solid waste composition and quantities in Poland. *Waste Management*, 30, 369-377.

- Jędrczak, A. (2015). MBP – stan dzisiejszy, perspektywa jutra. *Kompleksowe zarządzanie gospodarką odpadami*, Poznań-Koło, 61-76.
- Kasinski, S., Wojnowska-Baryła, I. (2014). Oxygen demand for the stabilization of the organic fraction of municipal solid waste in passively aerated bioreactors. *Waste Management*, 34, 316-322.
- Kilian, E., Macedowska-Capiga, A. (2011). Parametr AT-4 jako wskaźnik stopnia stabilizacji odpadów po mechaniczno-biologicznym przetwarzaniu. *Prace Instytutu Ceramiki i Materiałów Budowlanych*, 8, 88-94.
- Klimuk, E., Lossow, K., Bulińska, M. (1995). *Kinetyka reakcji i modelowanie reaktorów biochemicznych w procesach oczyszczania ścieków*. Olsztyn: Wydawnictwo ART.
- Mason, I. G. (2006). Mathematical modelling of the composting process: A review. *Waste Management*, 26, 3-21.
- Mimitris, P. K. (2006). A kinetic of solid waste composting at optimal conditions. *Waste Management*, 26, 82-91.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 września 2012 r., w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych, (Dz.U. 2012 poz. 1052).
- Sánchez, A. V., Fernández, F. J., Rodríguez, L., Villaseñor, J. (2012). Respiration indices and stability measurements of compost through electrolytic respirometry. *Journal of Environmental Management*, 95, 134-138.
- Sidelko R., Seweryn K., Walendzik B. (2011). Optymalizacja procesu kompostowania w warunkach rzeczywistych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 13, 681-692.
- Sidelko, R., Siebielska, I., Szymański, K., Skubała, A., Kołacz N. (2014). Ocena stabilności kompostu w czasie rzeczywistym. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 17(2), 221-230.
- Statement of Verification, EU Environmental Technology Verification Pilot Programme, Technology Name: Bio-Com System, 07.09.2015.
- Tremier, A., de Guardia, A., Massiani, C., Paul, E., Martel, J. L. (2005). A respirometric method for characterising the organic composting and biodegradation kinetics and the temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be co-composted. *Bioresource Technology*, 96, 169-180.

Model Selection and Estimation of Kinetic Parameters of Oxygen Consumption During Biostabilization of Under-size Fraction of Municipal Solid Waste

Abstract

Final product of waste biostabilization process is stabilized organic fraction. It is a solid waste, after biological process, which perform requirements of actual law regulation (Dz.U. z 2012, poz. 1052). To determine stabilization of waste degree (in practice decomposition of organic matter degree), used indicator which define biological activity.

The Polish regulations adopted that one of the parameters indicating the degree of stabilization of waste, is the respiration activity index AT4.

Oxygen consumption during organic matter decomposition process, could have 0-order or 1st-order reaction character. Suitable fit of the model to react is crucial, to correctly determine the kinetic parameters of the reaction. For this reason, experiments, which purposes were to: examine the relevance of two mathematical models, to the oxygen consumption curves, for waste samples that are in various stages of the biostabilization process, and to propose a model of the highest utility, were performed. The study was conducted on an industrial scale, in operating conditions biostabilization plant, where biostimulator was used to reduce odors. Two variants, first using waste with biostimulator and second without biostimulator were tested. During the biostabilization process, samples were collected in weekly intervals. Samples of waste were transported to the laboratory, where respiratory activity was measured.

Research has shown that independently of the duration of the process, and the inoculation or without -inoculation of biostimulator, the best fitting model which describes the kinetics of oxygen consumption is the first order reaction model. It was also shown that the addition of biostimulator increase respiration activity of waste during first 3 weeks of biostabilization process.

Streszczenie

Końcowym produktem procesu biostabilizacji jest stabilizat, czyli odpad stały, który po biologicznym przetworzeniu, spełnia wymogi rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych (Dz.U. z 2012, poz. 1052). Aby określić stopień stabilizacji odpadu, (w praktyce stopień dekompozycji materii organicznej), stosuje się wskaźniki określające aktywność biologiczną.

W polskim prawie przyjęto iż jednym z parametrów wskazującym na stopień stabilizacji odpadu jest aktywność respirometryczna AT4 (rozporządzenie Dz.U. z 2012, poz. 1052).

Zużycie tlenu w trakcie procesu rozkładu materii organicznej zawartej w odpadach może mieć charakter równania 0-ego lub 1-ego rzędu. Odpowiednie dopasowanie modelu do reakcji jest kluczowe aby wyznaczyć poprawnie parametry kinetyczne reakcji. Z tego względu wykonano badania, których celem było sprawdzenie stopnia dopasowania 2 modeli matematycznych do krzywej zużycia tlenu dla próbek odpadów będących w różnych fazach procesu biostabilizacji oraz zaproponowanie modelu o najwyższej użyteczności. Eksperyment przeprowadzono w skali technicznej, w instalacji do biostabilizacji odpadów, gdzie stosowany jest biopreparat bakteryjny w celu obniżenia uciążliwości odorowej. Badania wykonano w dwóch wariantach z wykorzystaniem partii odpadów zaszczeplonych biopreparatem i odpadów niezaszczeplonych. W trakcie procesu biostabilizacji pobierano próbki odpadów w interwałach cotygodniowych. Po pobraniu, próbki odpadów transportowane były do laboratorium, gdzie tego samego dnia rozpoczynano pomiary aktywności oddechowej metodą OxiTop®.

Przeprowadzone badania wykazały, iż niezależnie od czasu trwania procesu oraz zastosowania lub niezastosowania inokulacji biopreparatem modelem najlepiej opisującym kinetykę zużycia tlenu jest model I-ego rzędu. Wykazano także, iż dodatek biopreparatu spowodował podwyższenie aktywności oddechowej odpadów w pierwszych 3 tygodniach procesu biostabilizacji.

Słowa kluczowe:

biostabilizacja odpadów, frakcja podsitowa, parametry kinetyczne, zużycie tlenu, biopreparat

Keywords:

biostabilization, under-size fraction, municipal solid waste, kinetic parameters, oxygen demand, biostimulator



Ocena ładunków związków biogenych wmywanych ze zlewni rzeki Główniej w latach 1996-2009

Mariusz Sojka, Joanna Jaskuła, Joanna Wicher-Dysarz
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

1. Wstęp

Stan jakości wód powierzchniowych odzwierciedla przebieg procesów naturalnych zachodzących w zlewni oraz oddziaływanie czynników antropogenicznych. Szczególnie niebezpieczny dla środowiska wodnego jest dopływ związków azotu i fosforu (Kanclerz i in. 2010, Kowalik i in. 2014, Sojka 2009, Sojka i in. 2008). Związki azotu i fosforu trafiają do wód ze źródeł punktowych (przemysł, gospodarka komunalna) oraz obszarowych, które utożsamiane są z działalnością rolniczą (Policht-Latawiec i in. 2014, Pulikowski i in. 2012, Smoroń & Twardy 2004). Na ilość wmywanych ze zlewni związków biogenych wpływ mają zarówno czynniki naturalne jak i antropogeniczne, między innymi: ukształtowanie terenu, budowa geologiczna, rodzaj i gatunek gleb, warunki klimatyczne i hydrologiczne oraz sposób użytkowania i zagospodarowania terenu (Bogdał & Ostrowski 2007, Krasowska & Banaszuk 2011, Liberacki & Szafranski 2008). Nadmierna ich zawartość w wodach powierzchniowych może prowadzić do eutrofizacji, deficytu tlenowego, a także rozwoju organizmów stwarzających niebezpieczeństwo dla zdrowia ludzi (Spiess 2011, Szczykowska & Siemieniuk 2011).

Zasoby wodne w Polsce kształtowane są głównie na obszarach rolniczych, które stanowią 45% powierzchni kraju (2014 r.). Na obszarach tych występują pewne problemy, które związane są z brakiem kontroli w zarządzaniu składnikami nawozowymi i środkami ochrony roślin

oraz nieprawidłowo prowadzonymi zabiegami agrotechnicznymi, co w konsekwencji prowadzi do degradacji wód powierzchniowych (Marcinkowski 2014).

Problemy związane z nadmierną dostawą związków biogenych do wód powierzchniowych dostrzegane były w Europie już w XX wieku. Świadczy o tym opracowanie Dyrektywy Azotanowej (Dyrektywa...1991) oraz podjęcie na forum Wspólnot Europejskich dyskusji na temat postępującej degradacji wód. Efektem tych prac było opracowanie w 2000 roku Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) ustanawiającej ramy działania w dziedzinie polityki wodnej zmierzające do lepszej ochrony wód poprzez wprowadzenie wspólnej europejskiej polityki wodnej. Polska po przystąpieniu do UE przystąpiła do transpozycji zapisów RDW do prawodawstwa krajowego. Dodatkowo w celu ochrony wód powierzchniowych przed zanieczyszczeniami pochodzącymi ze źródeł rolniczych, opracowano Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej (Kodeks...2004) (Kiryluk & Rauba 2011). Dla ochrony wód powierzchniowych przed degradacją konieczne jest nie tylko podejmowanie działań prewencyjnych zmierzających do ograniczenia wprowadzania tych składników do środowiska. Ważne też jest poznanie procesu migracji zanieczyszczeń do wód (Krasowska & Banaszuk 2011). W ostatnich latach jakość wód powierzchniowych ulega poprawie w wyniku uporządkowania gospodarki wodno-ściekowej oraz zmian zachodzących w rolnictwie (Durkowski i in. 2006).

Celem pracy była ocena ładunków związków azotu i fosforu wymywanych ze zlewni rzeki Główniej w latach 1996-2009. W pracy zostały obliczone roczne i półroczne ładunki związków azotu i fosforu, które przeanalizowano na tle warunków hydrometeorologicznych, zmian sposobu użytkowania i zagospodarowania terenu oraz stanu gospodarki wodno-ściekowej. Dodatkowym celem pracy była ocena zewnętrznego obciążenia zbiornika retencyjnego Jezioro Kowalskie zlokalizowanego w analizowanej zlewni ładunkami azotu i fosforu całkowitego.

2. Materiały i metody

W pracy wykorzystano wyniki analiz laboratoryjnych udostępnione przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Poznaniu. Próbkę wody z rzeki Główniej w profilu Poznań zlokalizowanym w 0+100 km pobierane były systematycznie z częstotliwością jeden raz w miesiącu. Łącznie w latach 1996-2009 pobrano 174 próbki wody. Ilość

oznaczanych parametrów jakości wody w poszczególnych latach wynosiła od 35 do 64. W pracy wykorzystano tylko oznaczenia zawartości związków azotu i fosforu. Analizy laboratoryjne wykonywane były następującymi metodami: miareczkową – azot amonowy i azot Kjeldahla, chromatografii jonowej (IC) – azot azotanowy, spektrofotometryczną – fosforany i fosfor ogólny oraz obliczeniową – azot ogólny.

Charakterystykę warunków meteorologicznych pod względem temperatur powietrza i opadów atmosferycznych wykonano na podstawie danych udostępnionych na stronie www.freemeto.pl.

Charakterystykę warunków hydrologicznych rzeki Głównej przeprowadzono na podstawie danych o codziennych stanach i przepływach wody rzeki Głównej w profilu Wierzenica, który zlokalizowany jest w 9+400 km. Dane te udostępnione zostały przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej w Poznaniu (IMGW-PIB). Do realizacji założonych w pracy celów konieczne było przeliczenie przepływów z profilu Wierzenica do profilu Poznań. W tym celu wykorzystano metodę podobieństwa hydrologicznego. Na podstawie codziennych przepływów w profilu Poznań obliczono wartości charakterystyczne miesięczne, półroczne i roczne.

W pierwszym etapie analizy określono charakterystyczne stężenia związków biogenych w profilu Poznań. Następnie dokonano oceny jakości wód rzeki Głównej pod kątem zawartości związków biogenych zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska w sprawie (Rozporządzenie...2014). W drugim etapie obliczono jednostkowe miesięczne, półroczne i roczne ładunki związków azotu i fosforu wymywane ze zlewni metodą statystyczną (Littlewood i Marsh 2004). Ładunki obliczono na podstawie codziennych przepływów rzeki Głównej oraz miesięcznych stężeń w dniach poboru próbek wody. Następnie na podstawie obliczonych ładunków jednostkowych azotu i fosforu ogólnego oszacowano obciążenie zbiornika retencyjnego jezioro Kowalskie tymi pierwiastkami. Uzyskane wartości porównano z wartościami ładunków dopuszczalnych i niebezpiecznych podanych przez Vollenweidera (1976).

Zmiany sposobu użytkowania i zagospodarowania w zlewni określono na podstawie bazy danych Corine Land Cover (CLC) Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska (GIOS). Analizę sposobu użytkowania wykonano za pomocą programu ArcGIS (9.3). Punktowe źródła zanieczyszczeń, stan gospodarki wodno-ściekowej, zużycie nawozów sztucznych oraz pogłowie zwierząt gospodarskich na terenie zlewni scharakte-

ryzowano na podstawie danych udostępnionych przez Główny Urząd Statystyczny oraz Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska.

3. Wyniki i dyskusja

Zlewnia rzeki Głównej zlokalizowana jest na Pojezierzu Wielkopolskim, w mezoregionie Równiny Wrzesińskiej i Pojezierza Gnieźnieńskiego (Kondracki 2002).

Pole powierzchni zlewni wynosi 235,81 km², a długość rzeki wynosi 43 km. Rzeka uchodzi bezpośrednio do rzeki Warty w km 240. Według Rastrowej Mapy Podziału Hydrograficznego Polski (MPHP) w skali 1:50000 (KZGW, 2010) zlewnia rzeki Głównej została oznaczona kodem 18592. Do celów monitoringu w zlewni rzeki Głównej wyznaczono dwie jednolite części wód powierzchniowych (JCWP). Od źródła, Jeziora Lednickiego, do sztucznego zbiornika Jezioro Kowalskie, rzeka Główna jest ciekim łączącym jeziora (PLRW600025185925). Poniżej zbiornika aż do ujścia do Warty jest ciekim o typie nieokreślonym (PLRW600001859299).

Podstawowym użytkownikiem zbiornika Jezioro Kowalskie jest Wielkopolski Zarząd Melioracji i Urządzeń Wodnych w Poznaniu. Do najważniejszych zadań zbiornika należy retencjonowanie wody na potrzeby rolnictwa, łagodzenie fali powodziowej oraz wyrównanie przepływów wody. Zbiornik pełni także funkcję rekreacyjną oraz służy do celów rybołówstwa. Jezioro Kowalskie składa się z dwóch części – zbiornika dolnego oraz górnego, który pełni funkcję osadnika. Zbiornik dolny o pojemności 5,99 mln m³ i powierzchni 162,8 ha pełni funkcję zbiornika głównego, podpiętrzonego zaporą czołową (15+423 km rzeki Głównej). Zbiornik wstępny, którego głównym elementem piętrzącym jest zaporą górna w Jerzykowie (19+888 km biegu rzeki), charakteryzuje się znacznie mniejszą powierzchnią (40,4 ha) oraz pojemnością (0,59 mln m³). Długość zbiornika wynosi 7,10 km, średnia szerokość 0,27 km. Głębokość zalewu waha się od 1,5 m do 6,5 m przy zaporze. Jezioro Kowalskie to zbiornik wielozadaniowy, który pracuje w cyklu wyrównawczym rocznym. Zbiornik napełniany jest od marca do stanu wody odpowiadającego NPP (87,00 m n.p.m.), w październiku natomiast jest opróżniany do poziomu MinPP (85,00 m n.p.m.). Uwzględniając wysokość piętrzenia oraz maksymalną pojemność akwenu ($V_c =$

6,58 mln m³), Jezioro Kowalskie zostało przypisane do III klasy ważności zbiornika (Rozporządzenie...2007).

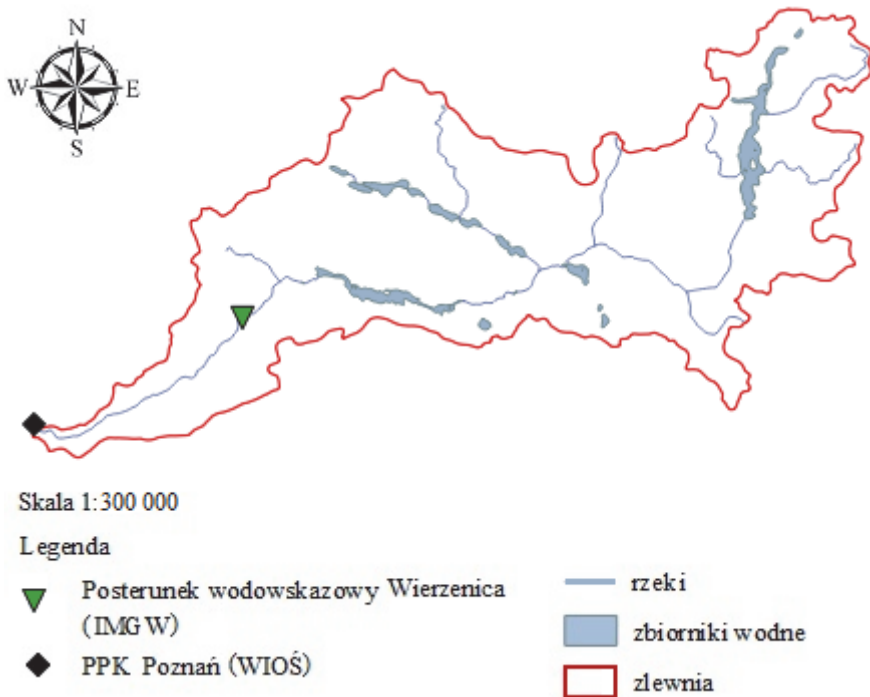
Zlewnia rzeki Głównej ma charakter nizinny, bezwzględne wysokości terenu wahają się od 52 m n.p.m. do 135 m n.p.m. Średni spadek zlewni obliczony na podstawie numerycznego modelu terenu (NMT) wynosi 5,4‰. Uśredniony spadek podłużny rzeki Głównej wynosi 1,92‰. Gęstość sieci rzecznej w zlewni wynosi 1,01 km², a wskaźnik jeziorności 2,9‰. W analizowanej zlewni występuje łącznie 14 jezior o łącznej powierzchni 7 km².

Według podziału administracyjnego Polski, na terenie zlewni położonych jest 8 gmin. Największą powierzchnię zajmują gminy Pobiedziska (50,77%), Łubowo (17,67%) i Swarzędz (15,08%). Zlewnia charakteryzuje się rolniczym sposobem użytkowania, grunty orne zajmują 57,5%, a użytki zielone 7,5%. Do pozostałych form użytkowania zaliczyć należy lasy oraz obszary zurbanizowane, które stanowią odpowiednio 24,7% i 7,4%. Na przestrzeni analizowanych lat 1996-2009 zaobserwowano niewielki spadek udziału użytków rolnych w zlewni oraz wzrost udziału terenów zabudowanych.

Do głównych źródeł zanieczyszczeń zaliczyć można spływy powierzchniowe z pól uprawnych oraz ścieki odprowadzane z oczyszczalni komunalnych w Bugaju i Pobiedziskach. Do punktowych źródeł zanieczyszczeń w latach 1996-2009 należały również: Przedsiębiorstwo Farmaceutyczno-Chemiczne „Synteza” w Pobiedziskach i Zakład Produkcji Doświadczalnej „Akumulatory” w Mechowie. Na podstawie danych udostępnionych przez Główny Urząd Statystyczny (GUS) można zauważyć, że w ciągu analizowanego wielolecia zmalała liczba działających oczyszczalni przemysłowych. Procent ludności korzystającej z oczyszczalni ścieków wzrósł – z 23% w 1996 r. do 54% w 2009 r., zwiększyła się również liczba funkcjonujących oczyszczalni komunalnych.

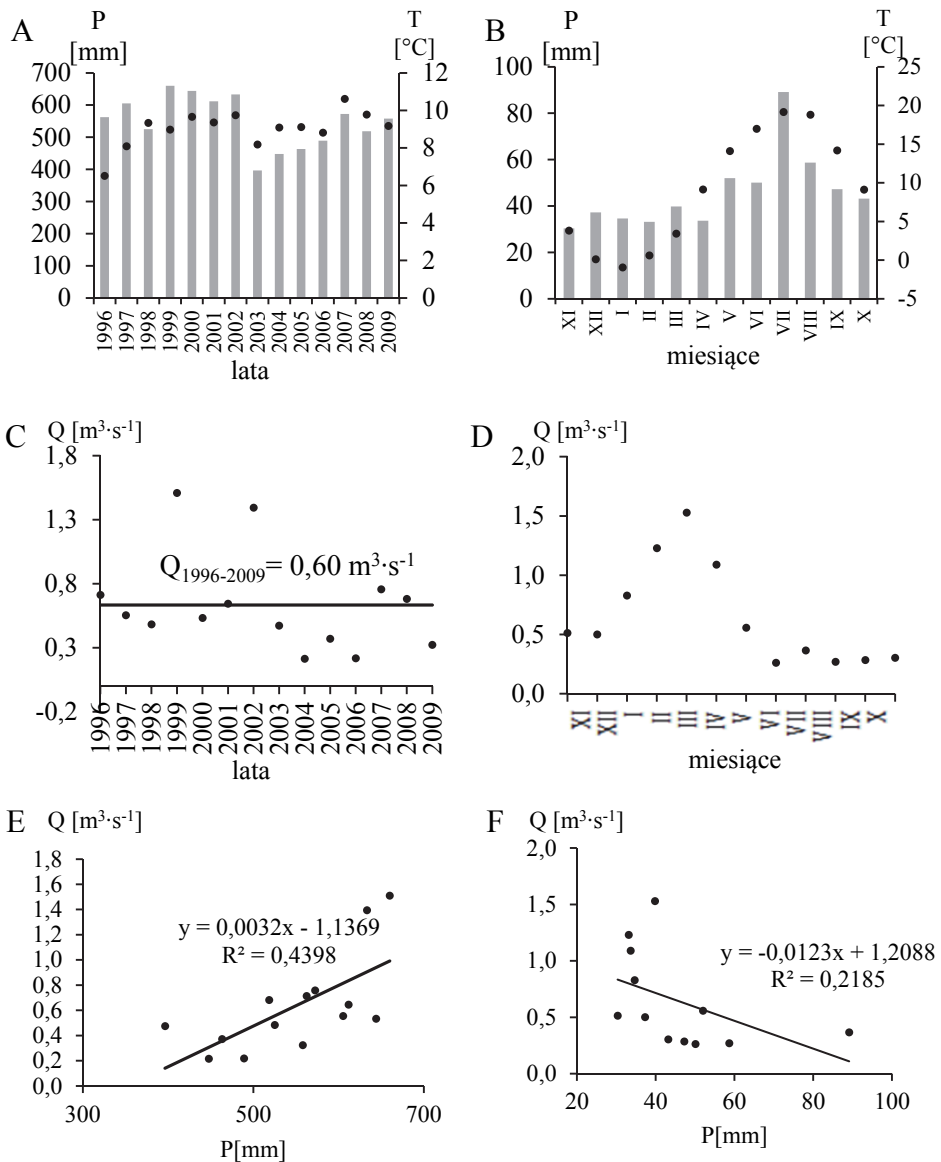
Analiza danych statystycznych wykazała, że pogłowie zwierząt gospodarskich w latach 1996-2009 utrzymywało się na zbliżonym poziomie. W przypadku bydła zanotowano wzrost pogłowia o 3%, natomiast w przypadku trzody chlewnej spadek o 7%.

Zużycie nawozów mineralnych w przeliczeniu na 1 ha użytków rolnych do roku 2005 wyniosło 110 kg NPK, natomiast w latach 2006-2009 zanotowano ich większe zużycie, które wyniosło ok. 160 kg NPK. W tym zużycie nawozów azotowych wyniosło 85 kg, a fosforowych 35 kg na 1 ha użytków rolnych.



Rys. 1. Zlewnia rzeki Głównej
Fig. 1. Główna river catchment

W analizowanym wieloleciu 1996-2009 średnia roczna suma opadów atmosferycznych wynosiła 549 mm, w tym w półroczu zimowym i letnim odpowiednio 209 i 340 mm. W poszczególnych latach roczne opady charakteryzowały się zmiennością, w roku 2003 najbardziej suchym były niższe o około 30% od wartości średniej, natomiast w roku najbardziej wilgotnym 1999 przekraczały wartość przeciętną o około 20% (rys. 2A). W analizowanym wieloleciu najwyższe opady na stacji Poznań notowane były w okresie lipca i sierpnia, natomiast najniższe w okresie od listopada do kwietnia. (rys. 2B). W latach 1996-2009 średnia temperatura powietrza wynosiła około 9,0°C, w tym w półroczu zimowym 2,7°C i letnim 15,4°C. Najchłodniejszy był rok 1996, a najcieplejszy rok 2007 (rys. 2A). W kolejnych miesiącach analizowanego okresu obserwowano typową zmienność średnich miesięcznych temperatur, charakterystyczną do klimatu centralnej Wielkopolski (rys. 2B).



Rys. 2. Charakterystyka warunków hydrometeorologicznych w zlewni rzeki Główniej

Fig. 2. Characteristic of hydrometeorological conditions in the Główna river catchment

Wypadkową przebiegu warunków meteorologicznych były przepływy rzeki Głównej w profilu Wierzenica, które wynosiły od 0,07 do 5,44 m³·s⁻¹, przy warności średniej 0,60 m³·s⁻¹. Przepływy średnie w poszczególnych latach hydrologicznych charakteryzowały się wysoką zmiennością. Najniższe przepływy notowano w latach 2004-2006 natomiast najwyższe w 1999 i 2002 (rys. 2C). Przepływy rzeki Głównej charakteryzowały się typową dla rzek nizinnych zmiennością, najwyższe występowały w okresie od lutego do kwietnia natomiast najniższe w okresie od czerwca do października (rys. 2D). Przeprowadzona analiza korelacji pomiędzy rocznymi sumami opadów atmosferycznych i średnimi rocznymi przepływami wykazała, że są one istotne statystycznie na poziomie $p_{\alpha} = 0,05$ (rys. 2E). Natomiast w przypadku przepływów średnich miesięcznych i średnich miesięcznych sum opadów atmosferycznych z wielolecia nie zaobserwowano istotnego statystycznie związku (rys. 2F).

Przy takim przebiegu warunków hydrometeorologicznych oraz zmieniającym się w czasie oddziaływaniu antropogenicznym wynikającym ze stanu gospodarki wodno-ściekowej oraz działalności rolniczej, wody rzeki Głównej w latach 1996-2009 charakteryzowały się stanem poniżej dobrego pod względem substancji biogenych. Związane to było przede wszystkim z wysoką zawartością fosforanów i azotu Kjeldahla oraz podwyższonymi stężeniami azotu azotanowego, i fosforu ogólnego. Z analiz wynika, że zawartości azotu ogólnego były na średnim poziomie natomiast stężenia azotu amonowego w całym rozpatrywanym wieloleciu były na niskim poziomie. Stężenia azotu amonowego w ponad 80% pobranych próbek wody były niższe od 0,78 mg N·dm⁻³, tj. wartości granicznej dla I klasy jakości wód. Średnie z analizowanego wielolecia stężenie azotu amonowego w wodach rzeki Głównej wynosiło 0,52 mg N·dm⁻³ przy wahaniach od 0,34 w roku 2007 do 0,69 w latach 1996 i 1997. Stężenia azotu amonowego charakteryzowały się sezonową zmiennością, najwyższe występowały z reguły w okresie od listopada do lutego natomiast najniższe w lipcu i sierpniu. Niskie stężenia azotu amonowego zaobserwowane latem, w okresie wysokich temperatur wody wynikają z procesu nityfikacji oraz jego pobierania przez rośliny. Natomiast w okresie jesienno-zimowym, kiedy pojawiają się niskie temperatury wody w rzece, zanika życie biologiczne a proces nityfikacji ulega zahamowaniu, stężenia azotu amonowego osiągają najwyższe wartości. Inną sytuację zaobserwowano w przypadku azotu Kjeldahla, bowiem

w około 60% próbek wody stężenia były wyższe od wartości granicznej dla II klasy jakości. Średnia zawartość azotu Kjeldahla w analizowanym okresie wynosiła $2,17 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ przy wahaniami wartości średnio rocznych od $1,82 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ do $2,88 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ odpowiednio w latach 2001 i 1996. W przypadku stężeń azotu Kjeldahla zaobserwowano ich dużą zmienność w kolejnych miesiącach.

Zawartość azotu azotanowego w wodach rzeki Głównej miała wyraźny związek z natężeniem przepływów. Przeprowadzona analiza korelacji potwierdziła związek pomiędzy średnimi miesięcznymi przepływami, a średnimi miesięcznymi stężeniami azotu azotanowego, który jest istotny statystycznie na poziomie $p_{\alpha} = 0,05$. Najwyższe wartości azotu azotanowego notowano przy wysokich przepływach na przełomie lutego i kwietnia natomiast najniższe w okresie letniego półrocza hydrologicznego. Wysokie stężenia azotu azotanowego w tym okresie związane były z wymywaniem tych związków z pól uprawnych bezpośrednio po okresie nawożenia. Spadek stężeń azotu azotanowego w okresie lata wynika z ich zużywania przez roślinność wodną i fitoplankton. W poszczególnych latach średnie stężenia azotu azotanowego wahały się od $2,44$ do $4,09 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ przy wartości średniej $3,11 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$. W około 10% przebadanych próbek wody stężenia azotu azotanowego przekraczały wartość $5 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$, tj. wartość graniczną dla II klasy jakości wód.

Pod względem zawartości azotu ogólnego odpowiednio 35% i 64% próbek wody odpowiadało normom I i II klasy jakości. Średnie stężenie azotu ogólnego wynosiło $5,64 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$, najniższe wartości notowano w roku 2000, a najwyższe w roku 1996. W przypadku azotu ogólnego zaobserwowano roczną cykliczność, wyższe wartości pojawiały się w okresie od lutego do kwietnia natomiast niższe od lipca do października.

Pod względem zawartości związków fosforu wody rzeki Głównej były bardziej zanieczyszczone. W analizowanym okresie w około 80% próbek wody, stężenia fosforanów były wyższe od $0,31 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, tj. wartości dopuszczalnej określonej dla drugiej klasy jakości wód (Rozporządzenie ...2014). Średnia zawartość fosforanów w rozpatrywanym wieloleciu wynosiła $0,57 \text{ mg PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$ przy wahaniami wartości średnio rocznych od $0,40 \text{ mg PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$ w roku 2002 do $0,93 \text{ mg PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$ w roku 2006.

Analiza zmian zawartości fosforanów w wodach rzeki Głównej w kolejnych miesiącach wykazała, że charakteryzują się one cyklicznością, podobną do azotu ogólnego. Przeprowadzone obliczenia wykazały,

że również zawartości fosforu ogólnego były na podwyższonym poziomie, w około 25% próbek wody ich zawartość przekraczała wartości graniczne dla II klasy jakości wód.

Na podstawie utworzonej bazy danych obejmującej przepływy oraz stężenia omawianych związków biogennych w wodach rzeki Głównej, obliczono jednostkowe miesięczne, półroczne i roczne ładunki zanieczyszczeń. Średnie jednostkowe ładunki azotu ogólnego wymywane ze zlewni rzeki Głównej w analizowanym wieloleciu wynosiły średnio $4,41 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, w tym ładunek azotu amonowego wynosił $0,37 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, azotu Kjeldahla $1,61 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ i azotu azotanowego $2,54 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Zaobserwowano, że ładunki azotu Kjeldahla oraz azotu amonowego i azotanowego w zimowych półroczach hydrologicznych były odpowiednio ponad 2-krotnie i 3-krotnie wyższe niż w półroczach letnich (tabela 1). W poszczególnych latach ładunki związków azotu charakteryzowały się wysoką zmiennością (tabela 2). Istotny wpływ na ich wymywanie ze zlewni miał przebieg warunków hydrometeorologicznych. Przeprowadzona analiza korelacji wykazała, że średnie roczne ładunki azotu Kjeldahla, azotu azotanowego i azotu ogólnego były dodatnio skorelowane z rocznymi sumami opadów atmosferycznych.

Przeprowadzone obliczenia wykazały, że jednostkowy ładunek fosforu ogólnego wymywany ze zlewni był około 24-krotnie niższy niż w przypadku azotu ogólnego i wynosił średnio $0,188 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. W omawianym okresie średnie roczne ładunki fosforu ogólnego wahały się w granicach od $0,102$ do $0,397 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Ładunki fosforu ogólnego w odróżnieniu od ładunków związków azotu były na zbliżonym poziomie w letnim i zimowym półroczu hydrologicznym i wynosiły odpowiednio $0,108$ i $0,079 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Podobnie jak w przypadku azotu ogólnego średnie roczne ładunki fosforu ogólnego były skorelowane z rocznymi sumami opadów atmosferycznych.

Obliczone ładunki fosforu ogólnego odpływające ze zlewni Głównej były zbliżone do ładunków odprowadzonych ze zlewni rzeki Drawa ($0,22 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$) i niższe w porównaniu ze zlewnią Warty ($0,38 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$) (Ilnicki 2002). W latach 1996-2009 średni ładunek azotu ogólnego wynosił $4,41 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, przy czym roczne wartości wahały się na poziomie $1,59 - 10,35 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Obliczony średni ładunek azotu ogólnego w zlewni Głównej był zbliżony do wartości ładunków odpływających ze zlewni rzeki Warty ($4,1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$) i niższy

w porównaniu ze zlewniami rzeki Proсны (6,4 kg·ha⁻¹·rok⁻¹) i Welny (5,5 kg·ha⁻¹·rok⁻¹) (Ilnicki 2002).

Tabela 1. Miesięczne ładunki biogenów odpływające ze zlewni Głównej [kg·ha⁻¹·rok⁻¹]

Table 1. Monthly loads of nutrients eluted from Główna river catchment [kg·ha⁻¹·year⁻¹]

Miesiące	N-NH ₄	N _{Kjeld.}	N-NO ₃	N _{og.}	P-PO ₄	P _{og.}
XI	0,04	0,11	0,15	0,26	0,012	0,018
XII	0,04	0,12	0,15	0,28	0,012	0,017
I	0,06	0,17	0,22	0,47	0,012	0,019
II	0,07	0,24	0,43	0,70	0,011	0,019
III	0,05	0,25	0,61	0,92	0,011	0,019
IV	0,04	0,19	0,41	0,63	0,007	0,016
V	0,02	0,14	0,18	0,32	0,008	0,014
VI	0,01	0,07	0,08	0,16	0,006	0,010
VII	0,01	0,08	0,07	0,19	0,009	0,014
VIII	0,01	0,07	0,06	0,14	0,008	0,013
IX	0,01	0,07	0,07	0,16	0,008	0,013
X	0,02	0,09	0,09	0,18	0,009	0,015
XI-IV	0,29	1,08	1,97	3,26	0,066	0,108
V-X	0,09	0,53	0,57	1,15	0,048	0,079
XI-X	0,37	1,61	2,54	4,41	0,114	0,188

W celu określenia czasowej tendencji zmian wartości ładunków odpływających ze zlewni Głównej w latach 1996-2009 przeprowadzono analizę trendów. Przeprowadzone badania wykazały, że wartości odprowadzanych ładunków azotu amonowego, fosforu fosforanowego i fosforu ogólnego stopniowo się obniżały. Ładunki pozostałych substancji biogenych nie wykazywały wyraźnej tendencji do zmian. Ładunek azotu amonowego obniżał się rocznie o 0,026 kg·ha⁻¹, fosforu fosforanowego o 0,007 kg·ha⁻¹ i fosforu ogólnego o 0,012 kg·ha⁻¹.

Wykorzystując obliczone jednostkowe ładunki azotu i fosforu ogólnego wymywane ze zlewni, oszacowano obciążenie zbiornika reten-

cyjnego Jezioro Kowalskie tymi składnikami. Obciążenie zbiornika związkami biogennymi pochodzącymi ze zlewni jest wskaźnikiem pozwalającym na określenie jego trofii. Według Vollenweidera (1976) dla zbiorników o średniej głębokości poniżej 5 m za niebezpieczne uznaje się obciążenie zbiornika azotem ogólnym powyżej $2,0 \text{ g m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$ i fosforem ogólnym powyżej $0,13 \text{ g m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$. Obliczenia wykazały, że dopływające ładunki azotu i fosforu przewyższały poziom ładunku niebezpiecznego we wszystkich analizowanych latach. W przypadku azotu ogólnego potencjalne obciążenia zbiornika retencyjne było od 7 do około 48 razy wyższe od wartości uznanej za niebezpieczną. Obciążenie fosforem było na nieco niższym poziomie, wartość ładunku uznana za niebezpieczną została przekroczona od około 7 do 24 razy.

Tabela 2. Roczne ładunki biogenów odpływające ze zlewni Głównej [kg·ha⁻¹·rok⁻¹]

Table 2. Annual loads of nutrients eluted from Główna river catchment [kg·ha⁻¹·year⁻¹]

Lata	N-NH ₄	N _{Kjeld.}	N-NO ₃	N _{og.}	P-PO ₄	P _{og.}
1996	0,57	2,44	1,94	5,49	0,203	0,354
1997	0,44	1,61	1,65	3,29	0,124	0,199
1998	0,45	1,51	2,01	3,57	0,095	0,175
1999	0,74	3,34	5,89	10,35	0,272	0,397
2000	0,27	1,26	2,02	3,23	0,081	0,141
2001	0,42	1,57	2,35	4,29	0,137	0,225
2002	0,45	2,51	5,26	8,06	0,105	0,183
2003	0,46	1,37	1,95	3,44	0,098	0,141
2004	0,17	0,51	1,06	1,59	0,059	0,102
2005	0,22	0,87	1,83	2,74	0,065	0,121
2006	0,17	0,75	1,03	1,87	0,095	0,133
2007	0,31	1,93	3,92	6,08	0,105	0,155
2008	0,32	2,03	3,45	5,51	0,086	0,174
2009	0,24	0,77	1,18	2,28	0,074	0,128
1996-2009	0,37	1,61	2,54	4,41	0,114	0,188

4. Podsumowanie

Ładunki azotu wymywane ze zlewni charakteryzowały się wyraźną roczną cyklicznością, powiązaną z przebiegiem warunków hydrometeorologicznych. Decydujący wpływ na dostawę tych związków do wód powierzchniowych miała przede wszystkim działalność rolnicza prowadzona na obszarze zlewni. W przypadku ładunków fosforu zaobserwowano mniejszą ich zmienność w półroczach hydrologicznych. Ze względu na ich mniejszą mobilność, głównym źródłem ich dostawy do wód mogą być niedostatecznie oczyszczone lub nieoczyszczone ścieki.

Ładunki azotu amonowego, fosforanów i fosforu ogólnego cechowały się istotnym trendem ujemnym. Może być to związane ze wzrostem liczby funkcjonujących oczyszczalni komunalnych (z 7 do 16) na terenie zlewni oraz wzrostem procentu ludności z nich korzystających (z 23% na 54%).

Jeziro Kowalskie w latach 1996-2009 było obciążone wysokim ładunkiem biogenów dopływających ze zlewni. Zbiornik zlokalizowany jest w zlewni charakteryzującej się w 65% rolniczym sposobem użytkowania, dodatkowo występują w niej jednostki przestrzenne o nie do końca uregulowanej gospodarce-wodno ściekowej. Aby uzyskać poprawę stanu wód w zbiorniku należy znacznie zredukować zanieczyszczenia obszarowe np. poprzez wprowadzenie pasów zadrzewień i ekstensywnie użytkowanych łąk wzdłuż cieków. Ważne jest też uregulowanie gospodarki wodno-ściekowej zlewni poprzez rozbudowę sieci kanalizacyjnej oraz budowę oczyszczalni ścieków.

Literatura

- Bogdał, A. & Ostrowski, K. (2007). Wpływ rolniczego użytkowania zlewni podgórskiej i opadów atmosferycznych na jakość wód odpływających z jej obszaru. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 7, 59-69.
- Durkowski, T., Burczyk, P., Królak, B. (2006). Ocena odpływu składników nawozowych ze zlewni rolniczych jeziora Miedwie w okresie restrukturyzacji rolnictwa. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 6, 51-63.
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady Europy 2000/60/EC z dnia 23 października 2000 roku, ustalająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej.
- Dyrektywa Rady 91/676/EWG z dnia 12 grudnia 1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego.

- Illicki, P. (2002). Przyczyny, źródła i przebieg eutrofizacji wód powierzchniowych. *Przegląd Komunalny*, 2(125), 35-49.
- Kanclerz, J., Murat-Błażejewska, S., Sojka, M., Przybył, A. (2010). Zmiany jakości wody i struktury ichtiofauny rzeki nizinnej w latach 2000-2009. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 9, 145-155.
- Kiryłuk, A. & Rauba, M. (2011). Wpływ rolnictwa na stężenie fosforu ogólnego w wodach powierzchniowych zlewni rzeki Śliny. *Inżynieria Ekologiczna*, 26, 122-132.
- Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej (2004). Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
- Kondracki, J. (2002). *Geografia regionalna Polski*. Warszawa: PWN.
- Kowalik, T., Kanownik, W., Bogdał, A., Policht-Latawiec, A. (2015). Wpływ zmian użytkowania zlewni wyżynnej na kształtowanie jakości wody powierzchniowej. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 16, 223-238.
- Krasowska, M. & Banaszuk, P. (2011). Wymywanie składników rozpuszczonych z małej zlewni rolniczej podczas wezbrania roztopowego. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 11, 139-157.
- Liberacki, D. & Szafranski, C. (2008). Contents of biogenic components in surface waters of small catchments in the Zielonka Forest. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 10, 181-192.
- Marcinkowski, T. (2014). Produkcja rolnicza a jakość wód na obszarach polderowych Żuław Elbląskich. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 14(1), 41-52.
- Policht-Latawiec, A., Bogdał, A., Kanownik, W., Kowalik, T., Ostrowski, K., Gryboś, P. (2014). Jakość i walory użytkowe wody małej rzeki fliszowej. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 16, 546-561.
- Pulikowski, K., Czyżyk, F., Pawęska, K., Strzelczyk, M. (2012). Udział azotu azotanowego w ogólnej zawartości azotu w wodach odpływających ze zlewni użytkowanych rolniczo. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, (3/I), 155-165.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 kwietnia 2007 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budowle hydrotechniczne i ich usytuowanie.
- Smoroń, S. & Twardy, S. (2004). Obciążenie zlewni górnego Dunajca składnikami nawozowymi w dwudziestoleciu 1976-1996. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 4(1), 147-158.
- Sojka, M. (2009). Ocena ładunków związków biogennych wymywanych ze zlewni cieków Dębina. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 11, 1225-1234.

- Sojka, M., Murat-Błażejewska, S., Kanclerz, J. (2008). Wymywanie związków azotu i fosforu ze zlewni rolniczej w zróżnicowanych okresach hydrometeorologicznych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 526, 443-450.
- Spiess, E. (2011). Nitrogen, phosphorus and potassium balances and cycles of Swiss agriculture from 1975 to 2008. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 91(3), 351-365.
- Szczykowska, J. & Siemienuk, A. (2011). Znaczenie zbiorników retencyjnych na terenach rolniczych oraz jakość ich wód. *Inżynieria Ekologiczna*, 26, 103-111.

Assessment of Biogenic Compounds Elution from the Główna River Catchment in the Years 1996-2009

Abstract

The purpose of the presented study is to assesses the loads of nutrients leaching from the catchment of the river Główna in 1996-2009. The annual 1996-2006 charges of several compounds are calculated. The analysis include ammonium, Kjeldahl nitrogen, nitrate nitrogen, nitrogen general, phosphates and total phosphorus. The results are compared with hydro-meteorological conditions, changes in land usage and management as well as the state of water supply and wastewater treatment. Calculated unit loads of nitrogen and phosphorus washed out with sink river Główna are the basis for estimation of inflow of this compounds to the Jezioro Kowalskie lake. Such assessment is essential to develop the concept of action to protect the reservoir Jezioro Kowalskie against eutrophication.

The chosen study area, namely the Jezioro Kowalskie lake, is an reservoir of 203 hectares inundation area. It is located in the catchment of the Główna river. The total length of the river is 43 km. The main dam is located in km 15+423. The total catchment area is 235.81 km². The catchment area of the lake is 189.35 km². The reservoir is very unusual because it has a specific shape. It is divided into two parts in such a way that preliminary reservoir and the main reservoir parts may be specified. The flow between the upper and the lower part is constrained. Because the upper part is smaller and works as sedimentation tank.

The basin is lowland, where the majority of the occupied areas is used for agriculture, arable land account for 57.5% and 7.5% grassland. The other forms of use include the forests (24.7%), urban areas (7.4%) and surface water (2.9%). The main factors, which impact on the status of surface waters in the catchment, are the point sources of pollutants. The problems of lack of order in local water supply network and wastewater treatment are the reasons that such

sources occur in the catchment. There are also surface sources of pollutants associated with agricultural activities.

The analyzes carried out showed that reservoir Jezioro Kowalskie in the years 1996-2009 was under strong pressure from anthropogenic factors. The Główna river supply reservoir with water characterized by the high concentrations of phosphate and nitrogen Kjeldahl.

Streszczenie

W pracy dokonano oceny ładunków związków biogenych wymywanych ze zlewni rzeki Główniej w latach 1996-2009. Obliczono roczne i półroczne ładunki: azotu amonowego, azotu Kjeldahla, azotu azotanowego, azotu ogólnego, fosforanów i fosforu ogólnego. Uzyskane wyniki przeanalizowano na tle warunków hydrometeorologicznych, zmian sposobu użytkowania i zagospodarowania terenu oraz stanu gospodarki wodno-ściekowej. Na podstawie obliczonych jednostkowych ładunków azotu i fosforu ogólnego wymywanych ze zlewni rzeki Główniej oszacowano zasilanie zbiornika Jezioro Kowalskie tymi związkami. Powyższa ocena jest niezbędna do opracowania koncepcji działań zmierzających do ochrony zbiornika retencyjnego Jezioro Kowalskie przed eutrofizacją.

Zbiornik retencyjny Jezioro Kowalskie o powierzchni 203 ha usytuowany jest w zlewni rzeki Główniej. Całkowita długość rzeki wynosi 43 km, a zapora czołowa zlokalizowana jest w 15+423 km. Pole powierzchni zlewni wynosi 235,81 km², w tym całkowita zlewnia zbiornika stanowi 189,35 km². Zlewnia ma charakter nizinny, w którym przeważającą część zajmują obszary użytkowane rolniczo, grunty orne stanowią 57,5% a użytki zielone 7,5%. Do pozostałych form użytkowania zaliczyć można lasy (24,7%), tereny zurbanizowane (7,4%) oraz wody powierzchniowe (2,9%). Głównymi czynnikami wpływającymi na stan wód powierzchniowych w zlewni są źródła o charakterze punktowym, których występowanie wiąże się z nie do końca uporządkowaną gospodarką wodno-ściekową oraz te o charakterze obszarowym związane z działalnością rolniczą.

Przeprowadzone analizy wykazały, że zbiornik retencyjny Jezioro Kowalskie w latach 1996-2009 był pod silną presją czynników antropogenicznych. Wody rzeki Główniej zasilające zbiornik retencyjny charakteryzowały się wysokimi stężeniami fosforanów i azotu Kjeldahla.

Słowa kluczowe:

związki biogenne, eutrofizacja, rzeka nizinna

Keywords:

nutrients, eutrophication, lowland river



Produkcja i zastosowanie kruszyw z wtórnych surowców odpadowych

Wiesław Koziol^{}, Ireneusz Baic^{*}*

*Łukasz Machniak^{**}*

^{}Instytut Mechanizacji Budownictwa i Górnictwa Skalnego*

*^{**}AGH Akademia Górniczo-Hutnicza*

1. Wstęp

Ograniczone zasoby surowców mineralnych możliwych do wydobycia w UE powodują, że ostatnio coraz większą uwagę przywiązuje się do racjonalnej gospodarki surowcami naturalnymi i wykorzystania surowców wtórnych. Polityka surowcowa UE jako jeden z głównych celów przewiduje maksymalne wykorzystanie surowców wtórnych do produkcji wyrobów o jakości nie ustępującej produktom z surowców naturalnych. Również w krajowej polityce w zakresie surowców nieenergetycznych, jednym z celów jest wykorzystanie wszystkich surowców, w tym surowców wtórnych i odpadowych (Ministerstwo Gospodarki 2014). W artykule przedstawiono stan produkcji i zastosowania kruszyw sztucznych, odpadowych [wtórnych] i z recyklingu zaliczonych do wspólnej grupy kruszyw alternatywnych w Polsce, a także w Unii Europejskiej.

2. Podział kruszyw

W gospodarce surowcami mineralnymi, duże znaczenie mają kruszywa mineralne ze względu na skalę produkcji i zużycia – średnio 6-7 Mg/osobę w roku. Roczne wydobycie kruszyw na świecie szacuje się na 40 mld ton (UEPG 2013), co stanowi około 2/3 wydobycia wszystkich surowców kopalnych. Coraz częściej wiele państw staje przed proble-

mem krajowego [Singapur, ZEA i in.] lub lokalnego niedoboru naturalnych zasobów kruszyw. Największe ilości kruszyw zużywa budownictwo i drogownictwo, ale również w innych gałęziach gospodarki kruszywa są ważnym surowcem. Przykładowo, krzem odzyskiwany m.in. z krzemionki, podstawowego składnika piasków, stosowany jest praktycznie w całej współczesnej elektronice [komputery, telewizory, telefony, światłowody itd.]. Piasek to także podstawowy surowiec do produkcji rozmaitych odmian szkła itd. Ostatnio w USA drugim po sektorze budowlanym konsumentem piasku stają się firmy paliwowe zużywające bardzo duże ilości specjalnego piasku do wydobycia gazu i ropy z łupków. Niedobory kruszyw powodują wzrost ich cen, które w niektórych krajach wynoszą 50-100USD/Mg, a okresowo nawet więcej [Singapur – 190 USD/Mg]. W USA mówi się, że ropa tanieje a piasek drożeje (Pytko 2015). Problemy z pokryciem rosnącego zapotrzebowania na kruszywa naturalne powodują wzrost zainteresowania alternatywnymi surowcami i technologiami ich wytwarzania, w celu zaspokojenia potrzeb i ograniczenia kosztów, w tym szczególnie kosztów transportu z odległych złóż.

Normy dotyczące kruszyw, zharmonizowane z normami europejskimi, ustalają obok wymagań dla określonych zastosowań podział kruszyw wraz z nazwami i definicjami. Wyróżnia się następujące podstawowe rodzaje kruszyw:

- kruszywa naturalne – kruszywa ze źródeł [złóż] naturalnych, które poza obróbką mechaniczną nie zostały poddane żadnej innej obróbce. Kruszywa naturalne dzielą się na kruszywa łamane i kruszywa żwirowo-piaskowe,
- kruszywa sztuczne – to kruszywa pochodzenia mineralnego, uzyskane w wyniku procesu przemysłowego obejmującego termiczną lub inną modyfikację,
- kruszywa z recyklingu – kruszywa, które powstały w wyniku przeróbki nieorganicznego materiału zastosowanego poprzednio w budownictwie,

W latach 2010-2011 w UE obok uściślenia podziału kruszyw wprowadzono również normatywny załącznik A, zawierający wykaz surowców oraz źródła ich pochodzenia, które mogą być bazą do produkcji kruszyw – tabela 1. Ze względu na rodzaj i pochodzenie surowca do

produkcji kruszyw zaproponowano następujący podział (Góralczyk i in. 2013):

- surowce pierwotne do produkcji kruszyw naturalnych,
- surowce wtórne do produkcji kruszyw sztucznych i z recyklingu.

Tabela 1. Kategorie i status surowców do produkcji kruszyw według norm PN-EN (Góralczyk i in. 2013)

Table 1. Categories and status of resources for the production of aggregates as per the PN-EN standards (Góralczyk i in. 2013)

Typ	Źródło	Podtyp	Surowiec	Historia zastosowania	Wymagania	
					według normy	dodatkowe
P	Kruszywa naturalne	P	wszystkie typy petrograficzne zawarte w PN EN 932-3	tak	tak	nie
A	Budownictwo i recykling	A1	odzyskany asfalt (destrukty)	nie	–	–
		A2	beton kruszony	tak	tak	nie
		A3	kruszona cegła murarska	tak	tak	nie
		A4	mieszanka A1, A2 i A3	tak	tak	nie
B	Spalarnie stałych odpadów komunalnych	B1	popiół denny z pieców do spalania odpadów komunalnych (z wyłączeniem popiołów lotnych)	tak	nie	
		B2	popiół lotny z pieców do spalania odpadów miejskich	nie	–	–
C	Energetyka	C1	popiół lotny ze spalania węgla	tak	tak	tak
		C2	popiół lotny z kotłów fluidalnych	nie	–	–
		C3	żużel z kotłów elektrownianych	tak	nie	Nie
		C4	popiół denny ze spalania węgla	nie	–	–
		C5	popiół denny z kotłów fluidalnych	nie	–	–

Tabela 1. cd.
Table 1. cont.

Typ	Źródło	Podtyp	Surowiec	Historia zastosowania	Wymagania	
					według normy	dodatkowe
D	Hutnictwo żelaza i stali	D1	żużel wielkopiecowy granulowany (szklisty)	tak	tak	nie
		D2	żużel wielkopiecowy chłodzony powietrzem (krystaliczny)	tak	tak	nie
		D3	żużel z konwertora tlenowego (żużel konwertorowy)	tak	tak	nie
		D4	żużel z elektrycznego pieca łukowego (z produkcji stali węglowej)	tak	tak	nie
		D5	żużel z elektrycznego pieca łukowego (z produkcji nierdzewnej/wysokiej jakości stali stopowej)	nie	–	–
E	Przemysł metali nieżelaznych	E1	żużel pomiedziowy	tak	nie	tak
		E2	żużel molibdeniczny	nie	–	–
		E3	żużel pocynkowy	tak	nie	tak
		E4	żużel pofosforowy	nie	–	–
F	Odlewnictwo	F1	piasek odlewniczy	tak	nie	tak
		F2	żużel z pieca odlewniczego	nie	–	–
G	Górnictwo węglowe i skalne	G1	łupek węglowy przepalony	nie	–	–
		G2	odpady z węgla kamiennego (łupki przywęglowe)	nie	–	–
		G3	wcześniej wyselekcjonowane odpady z górnictwa węglowego i skalnego	nie	–	–
		G4	przepracowany olej łupkowy	nie	–	–

Tabela 1. cd.
Table 1. cont.

Typ	Źródło	Podtyp	Surowiec	Historia zastosowania	Wymagania	
					według normy	dotatkowe
H	Prace pogłębiające	H1	piasek z pogłębiania rzek i zbiorników wodnych	tak	nie	nie
		H2	glina z pogłębiania	nie	–	–
I	Pozostałe	I1	ziemia z prac wykopaliskowych	nie	–	–
		I2	popiół z przemysłu papierniczego	tak	nie	nie
		I3	popiół ze spalania odpadów	nie	–	–
		I4	popiół ze spalania biomasy	nie	–	–
		I5	stłuczka szklana	tak	tak	tak
		I6	glina pęczniująca	norma EN13055	–	–

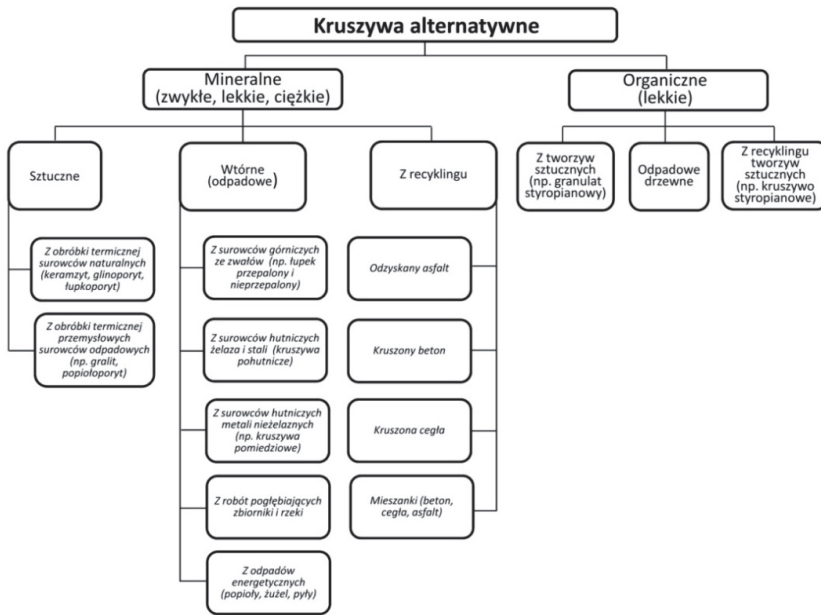
Surowce pierwotne [typ P] obejmują wszystkie rodzaje petrograficzne skał (magmaowe, osadowe, metamorficzne) zawarte w normie w PN-EN 932-3. Kategorie i status surowców wtórnych [typy A do I] zawiera załącznik A i jako źródła pochodzenia surowców wymienia: budownictwo i recykling, spalarnie stałych odpadów komunalnych, energetykę, hutnictwo żelaza i stali, przemysł metali nieżelaznych, odlewnictwo, górnictwo węglowe i skalne, prace pogłębiarskie, pozostałe.

Przyjęty według normy PN-EN 12620 wyżej podany podział kruszyw nie jest jednak jednoznaczny i budzi wiele zastrzeżeń, głównie ze względu na dużą grupę kruszyw produkowanych z surowców odpadowych, towarzyszących i ubocznych, które oprócz przeróbki mechanicznej (kruszenie i przesiewanie) nie podlegają żadnej innej modyfikacji. Czy zatem kruszywa te (np. łupkoporyt ze zwałów, kruszywa pohutnicze, pomiedziowe itp.), należy zaliczyć do grupy kruszyw sztucznych?

W budownictwie przykładowo, a również i w wielu opracowaniach (Kozioł in. 2015) oprócz kruszyw sztucznych i z recyklingu wydziela się oddzielną grupę kruszyw – „kruszywa odpadowe”, do których

zalicza się kruszywa pochodzenia mineralnego z jakiegokolwiek procesu technologicznego, poddane następnie jedynie obróbce mechanicznej. Do tej grupy zalicza się m.in. kruszywa produkowane z żużli hutniczych i elektrownianych, a również samoistnie przepalone łupki przywęglowe, itp. Biorąc powyższe pod uwagę proponuje się przyjąć podział kruszyw na dwie duże grupy kruszywa naturalne i kruszywa alternatywne.

Kruszywa naturalne dzielą się na żwirowo-piaskowe i łamane zaś kruszywa alternatywne obejmują kruszywa mineralne do których zalicza się kruszywa sztuczne, wtórne (odpadowe) i z recyklingu oraz kruszywa organiczne (z tworzyw sztucznych, drewna itp.). Nazwa kruszywa wtórne (*secondary aggregates*) jest zgodna z dokumentami Komisji Europejskiej (Góralczyk i in. 2010). W dokumentach tych zaproponowano zmodyfikowaną klasyfikację kruszyw, produkowanych z różnych surowców wtórnych (odpadowych). Klasyfikacja ta w dalszym ciągu utrzymuje podział kruszyw na trzy podstawowe grupy: naturalne, sztuczne i z recyklingu, zaliczając kruszywa produkowane z naturalnych surowców odpadowych do kruszyw sztucznych. Zgodnie z tym podziałem kruszywa naturalne należy nazwać kruszywami pierwotnymi zaś kruszywa sztuczne i z recyklingu – kruszywami wtórnymi. Uwzględniając jednak ważne znaczenie kruszyw produkowanych z surowców odpadowych, a także z surowców towarzyszących, proponuje się wydzielić z kruszyw sztucznych oddzielną grupę kruszyw tzw. odpadowych nazywając je kruszywami wtórnymi (odpadowymi). W tym podziale wszystkie rodzaje kruszyw poza pierwotnymi kruszywami naturalnymi nazwano kruszywami alternatywnymi mającymi alternatywne znaczenie w porównaniu do tradycyjnych kruszyw naturalnych żwirowo-piaskowych i łamanych. Podobny podział stosuje się również dla paliw: paliwa kopalne (naturalne) i paliwa alternatywne. Podział i rodzaje surowców, z których w Polsce produkuje się kruszywa alternatywne przedstawiono na rysunku 1.



Rys. 1. Proponowany podział kruszyw alternatywnych (Kozioł i in. 2015)

Fig. 1. Proposed division of alternative aggregates (Kozioł i in. 2015)

Zakres zastosowania wszystkich kruszyw alternatywnych ustalają normy PN-EN i jest on identyczny jak dla kruszyw naturalnych, po spełnieniu przez te kruszywa wymagań normowych w zależności od planowanego zastosowania.

3. Produkcja i zastosowanie kruszyw alternatywnych

3.1. Kruszywa sztuczne

Zgodnie z zaproponowanym podziałem kruszyw alternatywnych do grupy kruszyw sztucznych zaliczyć należy głównie kruszywa lekkie powstałe w wyniku przemian termicznych, a więc takie których gęstość ziaren wynosi poniżej 2000 kg/m^3 lub gęstość nasykowa jest mniejsza od 1200 kg/m^3 . W Polsce obecnie produkuje lub dystrybuuje się następujące kruszywa sztuczne (lekkie):

- keramzyt (Mszczonów – Przedsiębiorstwo Kruszyw Lekkich Keramzyt Sp. z o.o., Gniew – Saint-Gobain Construction Products Polska Sp. z o.o., Miękinia (importer) – Ages Sp. z o.o.),

- perlit ekspandowany (Bełchatów – Perlipol s.j., Zębice – Zakłady Górniczo-Metalowe Zębice S.A., Cieszyn – Perlit Polska Sp. z o.o., Kazimierz Biskupi – Perlit AF Sp. z o.o., Rzeszów – Bauwer Sp. z o.o.),
- popiołoporyt (Białystok – LSA Sp. z o.o., Gdańsk – Pollytag S.A.),
- żużel paleniskowy (Brzezie k/Opola – Epore Sp. z o.o., Rybnik – EDF Ekoserwis Sp. z o.o.).

Zdecydowanie największy udział w krajowym rynku kruszyw lekkich posiada **keramzyt**. Jest to sztuczne kruszywo lekkie otrzymywane przez wypalanie niskotopliwych, odpowiednio przygotowanych i zgrudkowanych surowców ilastych o różnej strukturze. Keramzyt produkuje się z surowców wyróżniających się zdolnością do termicznego pęcznienia. Proces produkcji keramzytu polega na wypaleniu odpowiednio przygotowanego i zgranulowanego surowca w temperaturze 1050-1300°C. W trakcie procesu wypalania granule zwiększają swoją objętość wskutek wydzielania się gazów w miękkiej, piroplastycznej masie, a zewnętrzna otoczka ulega nadtopieniu tworząc spieczoną warstwę. W ten sposób otrzymujemy porowate, lekkie kruszywo ceramiczne o niskiej nasiąkliwości, wysokiej izolacyjności cieplnej i dużej odporności na różne czynniki. Ciężar nasypowy w zależności od frakcji wynosi 0,4-0,9 Mg/m³ granulatu. Posiada wysoką izolacyjność cieplną, odporność na czynniki chemiczne, atmosferyczne, grzyby, owady, gryzonie. Jest materiałem bezwonnym, niepalnym, mrozoodpornym o małej nasiąkliwości. Do głównych kierunków zastosowania keramzytu zaliczyć należy:

- geotechnika – wypełnienie keramzytowe w wielu przypadkach eliminuje kosztowne metody wzmocniania słabych gruntów takie jak: wymiana gruntu, palowanie, iniekcja, fundamenty specjalne,
- izolacja stropów drewnianych,
- izolacja stropów betonowych,
- izolacja stropodachów,
- izolacja podłogi na gruncie,
- beton lekki i zaprawa ciepłochronna,
- wyroby z keramzytu, takie jak:
 - pustaki do ścian konstrukcyjnych,
 - bloczki do ścian fundamentowych,

- pustaki do ekranów dźwiękochłonnych,
- pustaki systemów kominowych,
- zielone dachy,
- ogrodnictwo.

Powyższe zastosowania dotyczą również kruszyw sztucznych (**popiołoporytu**) powstałych poprzez obróbkę termiczną popiołów z energetyki i ciepłownictwa. Pomimo stosunkowo dużych ilości popiołów i żużli wytwarzanych przez elektrownie i ciepłownie (około 20 mln Mg/rok) obecnie produkcja i dystrybucją kruszyw popiołoporytowych zajmują się głównie dwie firmy: Pollytag S.A. z Gdańska oraz LSA Sp. z o.o. z Białegostoku.

Głównymi kierunkami zastosowań tych kruszyw są:

- produkcja lekkich betonów konstrukcyjnych i konstrukcyjno-izolacyjnych,
- produkcja elementów (wyrobów) ściennych, stropowych, kominowych, izolacyjnych, małej architektury,
- produkcja zapraw ciepłochronnych,
- izolacja akustyczna i cieplna,
- geotechnika (zmniejszenie osiadania budynków, zmniejszenie parcia poziomego i odciążenia konstrukcji, stabilizacja fundamentów, wymiana podłoża),
- drogownictwo (głównie podbudowy dróg),
- ogrodnictwo (warstwy drenażowe pod uprawną ziemię lub składnik służący do spulchniania gruntu, regulujący dostęp wody i powietrza),
- budowlane i drogowe warstwy filtracyjne i drenujące,
- warstwy filtracyjne i kumulujące wilgoć pod terenami zielonymi (zielone dachy) i sportowymi.

W ostatnich latach obserwuje się również coraz większe zainteresowanie **perlitoporytem** (perlitem ekspandowanym). Otrzymuje się go przez obróbkę termiczną niektórych szklistych skał wulkanicznych, np.: obsydianu, perlitu, smołowca. Kopaliny te importowane są głównie ze Słowacji, Węgier, Grecji, Turcji, a sam proces ekspandowania odbywa się w fabrykach zlokalizowanych w kraju. Odpowiednio rozkruszony surowiec wypraża się w specjalnych piecach, szybowych lub obrotowych

w temperaturze 950-1150°C. Następuje wydzielenie wody krystalicznej czemu towarzyszy znaczne zwiększenie objętości ziaren kruszywa. W efekcie gęstość skały maleje z 1000-1200 kg/m³ do 30-150 kg/m³. Spieczony materiał jest sztywny i porowaty oraz ma niski współczynnik przewodzenia ciepła. Kruszywo to posiada bardzo korzystne właściwości termoizolacyjne oraz dużą odporność na działanie wysokich temperatur. Obecnie perlit ekspandowany stosowany jest przede wszystkim do:

- produkcji ciepłochronnych zapraw murarskich i tynkarskich,
- produkcji lekkich betonów, tzw. perlitobetonów (termopodkłady, termowylewki),
- docieplania stropów i konstrukcji dachowych (zasypki perlitowe),
- docieplania budynków metodą „*blow-in*” – wdmuchiwanie perlitu w wolne przestrzenie w ścianach,
- izolacji akustycznej podłóg, ścian oraz stropów,
- poprawy właściwości termoizolacyjnych muru obwodowego poprzez zasyp przestrzeni międzyżebrowych w pustakach,
- izolacji termicznej kominów,
- obniżenia masy tynków gipsowych,
- produkcji klejów do styropianu oraz klejów do glazury – dodatek perlitu w znaczący sposób poprawia ich płynność i przyczepność, zwiększa wydajność oraz ułatwia odparowanie wody,
- produkcji ekranów akustycznych, jako materiał dźwiękochłonny.

Żużel paleniskowy jest produktem ubocznym powstającym przy spalaniu węgla kamiennego lub brunatnego na paleniskach rusztowych. Całkowita pozostałość po spalonym węglu w palenisku zarówno na ruszcie, jak i w popielniku nazywa się żużlem paleniskowym surowym. Używany jest do przerobu na kruszywo budowlane przez kruszenie i ewentualne sortowanie. Żużel paleniskowy jest kruszywem niejednorodnym o gęstości nasypowej w granicach 700-1100 kg/m³. Niska jakość żużla paleniskowego jako kruszywa do betonów oraz występujące wypadki niszczenia elementów wykonanych z żużlobetonu stały się podstawą ograniczenia stosowania żużli paleniskowych do wykonywania elementów zbrojonych oraz konstrukcyjnych elementów niezbrojonych średnio i wielkowymiarowych.

Do głównych zastosowań kruszywa z żuźla paleniskowego należy zaliczyć:

- podbudowy zasadnicze i pomocnicze dróg,
- warstwy odsączające dróg,
- podbudowy pod place i chodniki,
- podsypka wyrównawcza pod kostkę brukową,
- budownictwo sanitarno-kanalizacyjne, zasypka przewodów i instalacji,
- budownictwo inżynieryjne,
- utwardzanie dróg gruntowych i leśnych,
- formowanie nasypów drogowych,
- niwelacja terenów,
- stabilizacja gruntów,
- produkcja wyrobów ceramicznych,
- jako kruszywo do betonów lekkich,
- rekultywacje i makroniwelacje terenów zdegradowanych.

3.2. Kruszywa wtórne (odpadowe)

Kruszywa wtórne produkowane są głównie z różnego rodzaju surowców odpadowych, powstających w hutnictwie, górnictwie, energetyce i innych gałęziach przemysłu. Pochodzenie surowca ma duży wpływ na parametry fizyko-mechaniczne produkowanych kruszyw. Pozyskiwanie kruszyw odbywa się z surowców odpadowych lub towarzyszących pochodzących z bieżącej produkcji albo z nagromadzonych na składowiskach. Ilości odpadów składowanych (ponad 1,6 mld Mg – głównie z przemysłu wydobywczego), które są corocznie publikowane przez GUS, nie należy utożsamiać z wielkością dostępnej bazy zasobowej. W przypadku odpadów powęglowych (zdeponowanych) najbardziej pożądanym do produkcji kruszyw jest tzw. łupek czerwony (przepalony), którego ilość na wszystkich składowiskach czy też bryłach rekultywacyjnych należy oszacować w ilości około 20-25 mln Mg, co stanowi niepełną 5% zdeponowanych odpadów w tej grupie. Z kolei w przypadku odpadów z górnictwa rud miedzi, wykorzystanie przeważającej ich części, obecnie, pomimo znanych możliwych kierunków wykorzystania w budownictwie (m.in. do produkcji betonitów górniczych, betonu ciężkiego, cementu, kruszyw porowatych, pianobetonu, mączki mineralnej –

składnika mas bitumicznych), nie jest możliwe, gdyż tworzą one konstrukcję (obwałowanie) oraz doszczelniają dno obiektu unieszkodliwiania odpadów Żelazny Most. Naruszenie stabilności konstrukcji tego obiektu stanowiłoby poważne zagrożenie środowiskowe ze względu na rodzaj unieszkodliwianych w nim odpadów. Szacunkowo tylko około 25-30% odpadów ulokowanych (unieszkodliwionych) w tym obiekcie potencjalnie nadaje się do gospodarczego wykorzystania, zachowując konstrukcję oraz obecną jego funkcję (Koziół i in. 2015).

W przypadku kruszyw produkowanych z odpadów zdeponowanych na składowiskach odpadów pohutniczych stalowniczych i wielkopieczowych głównym problemem są kończące się zasoby lub nawet ich całkowite wykorzystanie do produkcji kruszyw (w przypadku niektórych obiektów). W 2004 roku ilość nagromadzonych żużli z procesów wytopiania wynosiła około 22 mln Mg, natomiast w 2013 r. było tylko około 4 mln Mg (GUS 2015). Podobne problemy dotyczą kruszyw produkowanych z odpadów zdeponowanych na składowiskach odpadów z hutnictwa metali nieżelaznych (miedzi i cynku). Nieznaczne ilości żużli pomiedziowych znajdują się jeszcze przy Hucie Miedzi Legnica, składowane żużle przy Hucie Miedzi Głogów zostały już w całości odzyskane.

Produkcja kruszyw wtórnych z odpadów pochodzących z bieżącej działalności jest ściśle uzależniona od kondycji danej branży, a ich ilość skorelowana jest z wielkością produkcji [wydobycia]. I tak w przypadku (Machniak i in. 2014):

- odpadów z górnictwa węgla kamiennego – ich ilość wynosi około 35-40% wielkości wydobycia węgla,
- odpadów z górnictwa rud miedzi – ich ilość wynosi około 90% wielkości wydobycia rudy,
- żużli stalowniczych i wielkopieczowych – ich ilość wynosi około 30% wielkości produkcji stali,
- żużli pomiedziowych – ich ilość wynosi około 190% wielkości produkcji miedzi.

Z powyższych danych wynika, że z bieżącej produkcji corocznie pochodzi około 30 mln Mg odpadów górniczych powęglowych, około 2,5 mln Mg żużli stalowniczych i wielkopieczowych oraz około 1,0 mln Mg żużli z hutnictwa miedzi. W odniesieniu zarówno do żużli z hutnictwa stali i miedzi można mówić o bieżącym całkowitym ich wykorzysta-

niu do produkcji kruszyw. Natomiast w przypadku odpadów powęglowych, tylko nieznaczna część znajduje gospodarcze zastosowanie. Przykładem może być linia technologiczna do produkcji kruszyw w Katowickim Holdingu Węglowym [Kopalnia Wujek]. W kopalni tej uruchomiono produkcję kruszyw z surowców odpadowych przeznaczonych do zastosowania w drogownictwie i innych robotach inżynierskich.

Kruszywa wtórne w zależności od ich jakości i pochodzenia mogą być wykorzystane w wielu zastosowaniach budowlanych, takich jak:

- kruszywo do betonu (w tym lekkich) w (budynkach, drogach, obiektach budowlanych, prefabrykacji budowlanej),
- kruszywo doziarniające:
 - do gruntów,
 - do nawierzchni twardej nieulepszonej realizowanej w technologii nawierzchni z kruszywa stabilizowanego mechanicznie,
 - do podbudowy pomocniczej w warstwach dolnych, wzmacniających, stabilizowanych mechanicznie,
- w zasypkach obiektów inżynierskich wykonanych z gruntów kamienistych i gruboziarnistych,
- materiał wypełniający i/lub klinujący do podbudowy pomocniczej,
- budowa nasypów (poniżej strefy przemarzania, w strefie przemarzania, gdy zalegają w miejscach suchych lub są izolowane od wody lub stanowią wypełnienie dla gruntów kamienistych i gruboziarnistych),
- na warstwy mrozoodporne, odsączające,
- zasypki:
 - obiektów inżynierskich,
 - wykopów na instalacje,
 - przyczółków i konstrukcji oporowych,
- makroniwelacje terenów,
- rekultywacja terenów,
- budowa wałów przeciwpowodziowych,
- utwardzanie nawierzchni gruntowych,
- zimowe utrzymanie dróg jako kruszywo „uszorstniające”.

3.3. Kruszywa z recyklingu

Kruszywa z recyklingu powstają w wyniku prowadzenia prac budowlanych, takich jak: roboty wyburzeniowe i rozbiórkowe, remonty, przebudowa. Jakość kruszyw z recyklingu jest zależna od jakości materiałów, które są przetwarzane [beton, cegła, asfalt]. Istnieją dwa sposoby wytwarzania kruszywa z recyklingu: w miejscu rozbiórki, budowy, przebudowy, remontu, lub „*ex situ*” w zakładach utylizacji. Duże oszczędności, w tym kosztów transportu, można osiągnąć przy produkcji kruszywa z recyklingu w miejscu ich pozyskiwania. Obrót tymi surowcami jest bardzo trudny do zewidencjonowania. Na podstawie danych historycznych udział materiałów budowlanych w łącznej ilości odpadów z robót rozbiórkowych, budowlanych i remontowych stanowi około 30% [40% złom, 30% gleba i ziemia], z kolei stopień odzysku odpadów kształtował się na poziomie około 80% (Ochrona Środowiska 2010). Zakładając wzrost wskaźnika odzysku do poziomu 90%, jak również możliwość recyklingu odpadów o kodach 10 12 08 (wybrakowane odpady ceramiczne, cegły, kafle i ceramika budowlana) oraz 10 13 82 [wybrakowane wyroby] należy stwierdzić, że praktyczny poziom produkcji kruszyw z recyklingu kształtować się może odpowiednio na poziomie około 2,0-3,0 mln Mg. Sektory przemysłu ceramicznego specjalizują się wytwarzaniem różnorodnych wyrobów ceramicznych, które po zakończeniu cyklu życia, a następnie po zgromadzeniu ich mogą stać się cennym źródłem kruszyw (Gawęda i in. 2012, Gawęda i in. 2013). Należą do nich: płytki ścienne i podłogowe, cegły i dachówki, rury kamionkowe, ceramiczne artykuły gospodarstwa domowego, wyroby ogniotrwałe, wyroby, sanitarne, ceramika techniczna, kruszywa lekkie ceramiczne. Do wartości tej należy doliczyć kruszywa z recyklingu asfaltu, których ilość szacowana jest nawet na około 3-5 mln Mg rocznie.

Miejsca produkcji kruszyw z recyklingu, ale równocześnie ich gospodarcze wykorzystanie należy powiązać głównie z dużymi aglomeracjami miejskimi, gdzie koncentruje się większość rozbiórkowych robót budowlanych. Do głównych kierunków ich wykorzystania zaliczyć należy przede wszystkim niwelację terenu, jako podsypka [dolne warstwy] pod nawierzchnie z kostki brukowej, zasypywanie fundamentów w budownictwie kubaturowym, wymiana gruntów, dolne warstwy podbudowy dróg [kruszywa z betonu]. Kruszywa z recyklingu, głównie be-

tonu mogą, być z powodzeniem wykorzystywane do ponownej produkcji betonu (Sadowska-Buraczewska i in. 2013, Łapko i in. 2014).

4. Podsumowanie

Polska jest znaczącym producentem i użytkownikiem kruszyw naturalnych. Obecna produkcja wynosi około 210-240 mln Mg/r., czyli około 5,5-6,3 Mg/r. na każdego mieszkańca (Kozioł i in. 2014). Ponad 70% produkcji kruszyw naturalnych stanowią kruszywa żwirowo-piaskowe zalegające na powierzchni całego kraju i eksploatowane we wszystkich województwach [najwięcej w woj. podlaskim, warmińskomazurskim, małopolskim – dane za 2014 r.], a pozostała część dotyczy kruszyw łamanych, produkowanych ze skał litych, których złoża zalegają głównie w Polsce Południowej, w woj. dolnośląskim [około 44%], świętokrzyskim [około 34%], małopolskim [ponad 11%], śląskim [około 5%].

Uzupełnieniem produkcji kruszyw naturalnych są kruszywa alternatywne produkowane głównie z surowców odpadowych. Produkcja kruszyw alternatywnych całkowicie wpisuje się w podstawowe cele i zasady gospodarki odpadami polegające na: minimalizacji wielkości odpadów, minimalizacji ich wpływu na środowisko, odzysk zgodny z zasadami ochrony środowiska. Nazwa kruszywa alternatywne wydaje się w pełni uzasadniona ze względu na adekwatność tego określenia dla pochodzenia i roli tych surowców w porównaniu do kruszyw naturalnych żwirowo-piaskowych i łamanych.

Kruszywa alternatywne znajdują zastosowanie zarówno w budownictwie kubaturowym, jak i liniowym. Intensyfikację zainteresowania tymi kruszywami obserwuje się głównie w sytuacjach lokalizacji dużych inwestycji budowlanych w otoczeniu potencjalnej bazy zasobowej do ich produkcji. W zastosowaniach, gdzie istotna jest objętość robót budowlanych [aplikacje geotechniczne] kruszywa alternatywne, a zwłaszcza lekkie, ze względu na niekiedy trzykrotnie mniejszą gęstość nasypową, mają przewagę nad kruszywami naturalnymi. Ich zastosowanie może obniżyć koszty inwestycji budowlanej, w tym również koszty ich transportu.

W krajach z rozwiniętą gospodarką i dużą świadomością ekologiczną produkcja kruszyw alternatywnych stanowi znaczący odsetek w łącznej produkcji kruszyw ogółem. Wyróżniającymi krajami są Wielka

Brytania [68 mln Mg] i Holandia [18 mln Mg], gdzie udział kruszyw alternatywnych stanowi około 25% łącznej produkcji. Udziałem powyżej 15% w łącznej produkcji charakteryzują się również Belgia [16 mln Mg], Niemcy [największa ilość produkcji blisko 100 mln Mg]. Średnia wartość udziału kruszyw sztucznych dla krajów EU28 wynosi ponad 10%.

W Polsce według danych UEPG (UEPG 2013) produkcja kruszyw alternatywnych w 2013 r. określana była na 30 mln ton, co stanowi około 11,7% łącznej produkcji kruszyw, w tym kruszyw sztucznych i wtórnych 17 mln ton. W najbliższych latach należy oczekiwać zmniejszenia zdolności produkcyjnych kruszyw alternatywnych (głównie wtórnych) wynikającego z wyczerpania bazy zasobowej starych składowisk i hałd. Uzupełnienie utraconych zdolności może nastąpić poprzez wzrost wykorzystania kruszyw z recyklingu, jak również powszechniejsze wykorzystanie odpadów górniczych pochodzących z bieżącej produkcji oraz produkcję kruszyw lekkich z nowych surowców, takich jak osady ściekowe, osady denne. Kruszywa po górnicze oraz niektóre z recyklingu, w stosunku do kruszyw po hutniczych, charakteryzują się jednak gorszymi parametrami użytkowymi, a więc nie w pełni mogą je zastąpić.

Literatura

- Gawenda, T., Walerak, A. (2012). Kruszywa z odpadów ceramicznych. *Surowce i Maszyny Budowlane*, 4, 55-59.
- Gawenda, T. i in. (2013). Badania wybranych właściwości kruszyw z odpadów ceramicznych oraz betonu wytworzonego z ich udziałem. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection)*, 15, 2003-2021.
- Góralczyk, S., Kukielska, D. (2010). Europejskie kierunki prac normalizacyjnych dotyczących kruszyw sztucznych i z recyklingu. *Prace Naukowe Instytutu Górniczego Politechniki Wrocławskiej. Studia i Materiały*, 37, 125-133.
- Góralczyk, S., Kukielska, D. (2013). Surowce wtórne bazą zasobową do produkcji kruszyw. *Prace Naukowe Instytutu Górniczego Politechniki Wrocławskiej. Studia i Materiały*, 43, 49-59.
- GUS (2015). *Ochrona Środowiska 2014*, Warszawa.
- Koziół, W. i in. (2014). Kruszywa naturalne w Unii Europejskiej – produkcja w latach 1980÷2011, *Gospodarka Surowcami Mineralnymi – Mineral Resources Management*, 30(1), 53-68.
- Koziół, W. i in. (2015). Kruszywa w budownictwie. Cz.2. Kruszywa alternatywne. *Nowoczesne Budownictwo Inżynieryjne*, 5, 35-40.

- KPGO (2010). *Krajowy Plan Gospodarki Odpadami 2014*, Załącznik do uchwały nr 217 Rady Ministrów z dnia 24 grudnia 2010 r., Warszawa.
- Łapko, A., Grygo, R. (2014). Effectiveness of the Use of recycling Aggregate Concrete for Sustainable Building Structures. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection)*, 16, 627-638.
- Machniak, Ł., Kozioł, W., (2014). Kruszywa alternatywne – baza zasobowa i kierunki rozwój. *Kruszywa*, 4, 28-33.
- Ministerstwo Gospodarki (2014). *Założenia do planu działań na rzecz bezpieczeństwa Polski w zakresie surowców nieenergetycznych*. Warszawa.
- Pytko, K. (2015). Czy czeka nas globalna wojna o piasek? *Surowce i Maszyny Budowlane*, 4-5, 36-39.
- Sadowska-Buraczewska, B., Rutkowski, P. (2013). Betony z użyciem kruszywa recyklingowego wysokiej wytrzymałości. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 15, 2175-2184.
- UEPG (2013). *Estimates of Aggregates Production 2012*, Brussels.

Production and Application of Aggregates Made of Waste Recyclables

Abstract

In management of mineral resources, an important role is played by mineral aggregates due to the scale of production and consumption [6-7 Mg per person a year on average]. The annual extraction of aggregates is estimated at the level of 40 billion tons, which constitutes approximately 2/3 of global extraction of all mine resources. More often many countries face the problem of national or local shortage of natural resources of aggregates. The largest amounts of aggregates are used in the civil engineering and road construction industries but also in other industry branches they are an important raw material. Limited mineral resources possible to be extracted in the EU are the reason why recently, more attention has been drawn to reasonable management of natural resources and the usage of recyclables. The EU resource policy in a document from 2008 anticipates, as one of the main goals, the maximum use of recyclables for production of goods offering quality which is not worse than the quality of goods made from natural resources.

The article presents the current state of production and application of aggregates made of waste recyclables in Poland as compared to the production of such aggregates in the European Union. Particular attention was drawn to the division and names of particular aggregate groups (artificial, from waste or re-

cycled aggregates), generally called alternative aggregates as compared to natural aggregates (sand and gravel mix, crushed stone aggregate].

Alternative aggregates are a supplement of production and consumption of natural aggregates while their production meets the basic aims and principles of reasonable waste management which consists in the following: minimising the volume of waste, minimising its impact on the environment, recovery compliant with the principles of environmental protection. In countries with developed economy and high eco-awareness, the production of alternative aggregates constitutes a significant share of the total aggregate production. Great Britain and the Netherland stand out in this respect, and their share of alternative aggregates is approximately 25% of total aggregate production. In Poland, this index is only 12% (approximately 30 million tons). Nevertheless, in the upcoming years aggregate production using extraction and steel waste may be reduced which is connected with exhaustion of the resource base of old dumping sites and heaps which allow exploitation (removal). The lost production capacities may be supplemented by increasing the use of recycled aggregate as well as higher use of extraction waste from the existing production of hard coal, as well as the production of light aggregates from sewage deposits and bottom sediments etc.

Streszczenie

W gospodarce surowcami mineralnymi, duże znaczenie mają kruszywa mineralne ze względu na skalę produkcji i zużycia [średnio 6-7 Mg/osobę w roku]. Roczne wydobycie kruszyw na świecie szacuje się na 40 mld ton, co stanowi około 2/3 wydobycia wszystkich surowców kopalnych. Coraz częściej wiele państw staje przed problemem krajowego lub lokalnego niedoboru naturalnych zasobów kruszyw. Największe ilości kruszyw zużywa budownictwo i drogownictwo, ale również w innych gałęziach gospodarki kruszywa są ważnym surowcem.

Ograniczone zasoby surowców mineralnych możliwych do wydobycia w UE powodują, że ostatnio coraz większą uwagę przywiązuje się do racjonalnej gospodarki surowcami naturalnymi i wykorzystania surowców wtórnych. Polityka surowcowa UE w dokumencie z 2008 roku, jako jeden z głównych celów przewiduje maksymalne wykorzystanie surowców wtórnych do produkcji wyrobów o jakości nie ustępującej produktom z surowców naturalnych.

W artykule przedstawiono obecny stan produkcji i zastosowania kruszyw z surowców wtórnych [odpadowych] w Polsce na tle produkcji tych kruszyw w Unii Europejskiej. Szczególną uwagę zwrócono na podział i nazewnictwo poszczególnych grup kruszyw [sztuczne, wtórne, z recyklingu], ogólnie nazwanych kruszywami alternatywnymi w porównaniu do kruszyw naturalnych

[żwirowo-piaskowych i łamanych]. Kruszywa alternatywne stanowią uzupełnienie produkcji i zużycia kruszyw naturalnych, a ich produkcja wpisuje się w podstawowe cele i zasady racjonalnej gospodarki odpadami polegającej między innymi na: minimalizacji wielkości odpadów, minimalizacji ich wpływu na środowisko, odzysk zgodny z zasadami ochrony środowiska. W krajach z rozwiniętą gospodarką i dużą świadomością ekologiczną produkcja kruszyw alternatywnych stanowi znaczący odsetek łącznej produkcji kruszyw. Wyróżniającymi się pod tym względem krajami są Wielka Brytania i Holandia, w których udział kruszyw alternatywnych stanowi około 25% łącznej produkcji kruszyw. W Polsce wskaźnik ten wynosi niespełna 12% [około 30 mln ton]. W najbliższych latach może jednak nastąpić zmniejszenie produkcji kruszyw z odpadów wydobywczych i hutniczych, co związane jest z wyczerpywaniem się bazy zasobowej starych składowisk i hałd dogodnych do eksploatacji (rozbioru). Uzupełnienie utraconych zdolności produkcyjnych może nastąpić poprzez wzrost wykorzystania kruszyw z recyklingu, jak również większe wykorzystanie odpadów wydobywczych z bieżącej produkcji węgla kamiennego, a także produkcji kruszyw lekkich z osadów ściekowych, dennych itp.

Słowa kluczowe:

kruszywa naturalne, kruszywa alternatywne, podział kruszyw

Keywords:

natural aggregates, alternative aggregates, aggregate division

Addresses of Editorial Committee members

Section's Editors

Chairman,
Professor Tadeusz Piecuch,
Head of the Department 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,
Department 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
St. Petersburg State Polytechnical University
29 Polytechnicheskaya st.,
St. Petersburg 195251, Russia
Head of Department 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 Department 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 Department of General Zoology,
University of Szczecin,
Felczaka 3C,
71-412 Szczecin
Tel. +48914441616

Associate Editor,
Nature Reserves,
Protection
of Life and Health
of Animals

PhD, Eng Tomasz Dąbrowski

Department 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

Department of Chemical Engineering
and Process Design,
Silesian University of Technology,
M. Strzody 7,
44-101 Gliwice
Tel. +48322313050

Associate Editor,
Chemical Engineering
and Equipment

Professor Renata Krzyżyńska

Head of Department of Air Conditioning,
Heating, Gas Systems and Air Protection,
Wrocław University of Technology,
Wybrzeże Wyspiańskiego 27,
50-370 Wrocław
Tel. +48713203743

Associate Editor,
Air Protection, Gas
Neutralization
and De-Dusting

Professor Hanna Obarska-Pempkowiak

Head of Department of Water and Sewage
Technology,
Gdańsk University of Technology,
Narutowicza 11/12,
80-233 Gdańsk
Tel. +48583472319

Associate Editor,
Biotechnology

Professor Janusz Pempkowiak,
Corresponding Member of PAS
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
Head of Department of Land Protection
University of Opole
Oleska 22,
45-052 Opole
Tel. +48774016020

Associate Editor,
Land Surface Protection

Professor Kazimierz Szymański
Vice Rector for Students' Affairs,
Koszalin University of Technology,
Head of Department of Waste Management
Śniadeckich 2,
75-453 Koszalin
Tel. +48943478570

Associate Editor,
Chemistry

Technical Editors

PhD, Eng Janusz Dąbrowski, PhD, Eng Tomasz Dąbrowski
Division of Water-Sludge Technology and Waste Utilization,
Koszalin University of Technology,
Śniadeckich 2,
75-453 Koszalin
Tel. +48 94 3486712

Adresy kontaktowe członków Komitetu Redakcyjnego

Redaktorzy Działowi

Przewodniczący – Redaktor Naczelny

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

Katedra 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

St. Petersburg State Polytechnical University

29 Polytechnicheskaya st.,

St. Petersburg 195251, Russia

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. Józef Domagała
Kierownik Katedry Zoologii Ogólnej
Uniwersytetu Szczecińskiego,
ul. Felczaka 3C,
71-412 Szczecin
tel. służbowy +914441616

Redaktor działu – rezerwy
przyrody – ochrona życia
i zdrowia zwierząt

dr inż. Tomasz Dąbrowski
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
Katedra Inżynierii Chemicznej
i Projektowania Procesowego
Politechniki Śląskiej,
ul. M. Strzody 7,
44-100 Gliwice
tel. służbowy +322313050

Redaktor działu – inżynieria
i aparatura chemiczna

Prof. dr hab. inż. Renata Krzyżyńska
Kierownik Katedry Klimatyzacji,
Ogrzewnictwa, Gazownictwa i Ochrony
Powietrza, Politechniki Wrocławskiej,
Wybrzeże Wyspiańskiego 27,
50-370 Wrocław
tel. służbowy +713203743

Redaktor działu – ochrona
powietrza, neutralizacja
i odpylanie gazów

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

Członek korespondent PAN
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

Kierownik Katedry Ochrony Powierzchni Ziemi
Uniwersytetu Opolskiego
ul. Oleska 22,
45-052 Opole
tel. służbowy +774016020

Redaktor działu – ochrona
powierzchni ziemi

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. Janusz Dąbrowski, dr inż. Tomasz 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 Czestochowa 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
Raławicka 15/17, 75-620 Koszalin

Library of Cracow 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
Wólczańska 223, 90-924 Łódź

Library of Poznan 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
Kraśińskiego 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