



ŚRODKOWO-POMORSKIE TOWARZYSTWO NAUKOWE
OCHRONY ŚRODOWISKA

Rocznik
Ochrona Środowiska
Tom 12. Rok 2010

Koszalin 2010

Komitet Naukowy – Wydawniczy – Rada Programowa

Waldemar Borjaniec
(Sekretarz Naukowy),
Włodzimierz Deluga,
Józef Domagała,
Zdzisław Harabin,
Tadeusz Hryniewicz,
Seweryn Jurgielaniec,
Karl E. Lorber (Austria),
Lesław Macieik
(z-ca Sekretarza),
Józef Malej,
Hanna Obarska-Pempkowiak,
Michał Palica,

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

Redaktor Naukowy

Tadeusz Piecuch

Redaktor Techniczny

Tomasz Dąbrowski, Janusz Dąbrowski

Tłumaczenia

Tomasz Dąbrowski

Dofinansowano ze środków:
Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego
Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej
w Szczecinie

Wydawnictwo Środkowo-Pomorskiego Towarzystwa
Naukowego Ochrony Środowiska
Koszalin tel. +48 94 3478524, 3478526 lub tel. kom. 609800439

Nakład 510 egzemplarzy, ark. wyd. 65, format B-5
Druk: INTRO-DRUK, Koszalin

Recenzenci

Lucjan Agapow, *Uniwersytet Szczeciński*
Bronisław Bartkiewicz, *Politechnika Warszawska*
Elżbieta Bezak-Mazur, *Politechnika Świętokrzyska*
Stanisław Biedugnis, *Politechnika Warszawska*
January Bień, *Politechnika Częstochowska*
Marek Biziuk, *Politechnika Gdańska*
Włodzimierz Czamara, *Uniwersytet Przyrodniczy, Wrocław*
Henryk Czyż, *Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny, Szczecin*
Sławczo Denczew, *Szkoła Główna Służby Pożarniczej, Warszawa*
Józef Domagała, *Uniwersytet Szczeciński*
Lech Dzienis, *Politechnika Białostocka*
Józef Dziopak, *Politechnika Rzeszowska*
Władysław Gajewski, *Politechnika Częstochowska*
Tomasz Heese, *Politechnika Koszalińska*
Jan Hehlmann, *Politechnika Śląska, Gliwice*
Andrzej Heim, *Politechnika Łódzka*
Wojciech Janczukowicz, *Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*
Katarzyna Juda-Rezler, *Politechnika Warszawska*
Małgorzata Kabsch-Korbutowicz, *Politechnika Wroclawska*
Ewa Karwowska, *Politechnika Warszawska*
Adam Kisiel, *Politechnika Częstochowska*
Bernard Klyszejko, *Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny,
Szczecin*
Janusz Konecki, *Śląska Akademia Medyczna, Katowice*
Ryszard Kornijów, *Uniwersytet Przyrodniczy, Lublin*
Piotr Kowalik, *Politechnika Gdańska*
Andrzej Królikowski, *Politechnika Krakowska*
Miroslaw Krzemieniewski, *Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*
Andrzej Łapko, *Politechnika Białostocka*
Maria Łebkowska, *Politechnika Warszawska*
Józef Malej, *Politechnika Koszalińska*
Tadeusz Marcinkowski, *Politechnika Wroclawska*
Jarosław Mikielawicz, *Instytutu Maszyn Przepływowych PAN, Gdańsk*
Korneliusz Miksch, *Politechnika Śląska, Gliwice*
Marek Mitosek, *Politechnika Warszawska*
Eugeniusz Mokrzycki, *Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi
i Energią PAN, Kraków*
Jeremi Naumczyk, *Politechnika Warszawska*
Hanna Obarska-Pempkowiak, *Politechnika Gdańska*
Michał Palica, *Politechnika Śląska, Gliwice*
Tadeusz Pałosz, *Politechnika Koszalińska*

Recenzenci

Tadeusz Paryjczak, *Politechnika Łódzka*
Artur Pawłowski, *Politechnika Lubelska*
Lucjan Pawłowski, *Politechnika Lubelska*
Janusz Pempkowiak, *Instytut Oceanologii PAN, Sopot*
Tadeusz Piecuch, *Politechnika Koszalińska*
Kaja Pietsch, *Akademia Górniczo-Hutnicza, Kraków*
Franciszek Piontek, *Akademia Techniczno-Humanistyczna, Bielsko-Biała*
Barbara Piontek, *Akademia Techniczno-Humanistyczna, Bielsko-Biała*
Wojciech Piotrowski, *Politechnika Koszalińska*
Jolanta Podedworna, *Politechnika Warszawska*
Grzegorz Prokopski, *Politechnika Rzeszowska*
Mikołaj Protasowicki, *Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny,
Szczecin*
Janusz Rak, *Politechnika Rzeszowska*
Edward Ratuszniak, *Akademia Pomorska, Słupsk*
Maciej Rogalski, *Uniwersytet Szczeciński*
Zygmunt Sadowski, *Politechnika Wrocławska*
Robert Sidelko, *Politechnika Koszalińska*
Jerzy Siepak, *Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, Poznań*
Ewa Sobeka, *Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny, Szczecin*
Leszek Styszko, *Politechnika Koszalińska*
Ziemowit Suligowski, *Politechnika Gdańska*
Czesław Szafranski, *Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań*
Aleksander Szkarowski, *Politechnika Koszalińska*
Kazimierz Szymański, *Politechnika Koszalińska*
Leon Troniewski, *Politechnika Opolska*
Tadeusz Tumidajski, *Akademia Górniczo-Hutnicza, Kraków*
Krzysztof Warmuziński, *Instytut Inżynierii Chemicznej PAN, Gliwice*
Józefa Wiater, *Politechnika Białostocka*
Jerzy Wira, *Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny, Szczecin*
Maria Włodarczyk-Makula, *Politechnika Częstochowska*
Lidia Wolny, *Politechnika Częstochowska*
Wanda Woronowicz, *Akademia Pomorska, Słupsk*
Jerzy Zwoździak, *Politechnika Wrocławska*
Antoni Żuchowicki, *Politechnika Koszalińska*



MIDDLE POMERANIAN SCIENTIFIC SOCIETY
OF THE ENVIRONMENT PROTECTION

Annual Set
The Environment Protection
Volume 12. Year 2010

Koszalin 2010

Scientific Committee – Editorial – Programming Board

Waldemar Borjaniec
(Scientific Secretary),
Włodzimierz Deluga,
Józef Domagała,
Zdzisław Harabin,
Tadeusz Hryniewicz,
Seweryn Jurgielaniec,
Karl E. Lorber (Austria)
Lesław Macieik
(vice Secretary),
Józef Malej,
Hanna Obarska-Pempkowiak,
Michał Palica,

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

Editor

Tadeusz Piecuch

Technical Editor

Tomasz Dąbrowski, Janusz Dąbrowski

Translations

Tomasz Dąbrowski

Partially funded by:

Polish Ministry of Science and Higher Education

Province Fund for Environmental Protection and Water Management
in Szczecin

Publication of Middle Pomeranian Scientific Society
of The Environment Protection
Koszalin phone +48 94 3478524, 3478526 or 609800439

Edition 510 copies, 65 publishing sheets, format B-5
Printed by: INTRO-DRUK, Koszalin

Reviewers

Lucjan Agapow, *Szczecin University*
Bronisław Bartkiewicz, *Warsaw University of Technology*
Elżbieta Bezak-Mazur, *Kielce University of Technology*
Stanisław Biedugnis, *Warsaw University of Technology*
January Bień, *Częstochowa University of Technology*
Marek Biziuk, *Gdańsk University of Technology*
Włodzimierz Czamara, *Wrocław University of Environmental
and Life Sciences*
Henryk Czyż, *West Pomeranian University of Technology, Szczecin*
Sławczo Denczew, *The Main School of Fire Service, Warszawa*
Józef Domagała, *Szczecin University*
Lech Dzieńis, *Białystok University of Technology*
Józef Dziopak, *Rzeszów University of Technology*
Władysław Gajewski, *Częstochowa University of Technology*
Tomasz Heese, *Koszalin University of Technology*
Jan Hehlmann, *Silesian University of Technology, Gliwice*
Andrzej Heim, *Technical University of Łódź*
Wojciech Janczukowicz, *University of Warmia and Mazury, Olsztyn*
Katarzyna Juda-Rezler, *Warsaw University of Technology*
Małgorzata Kabsch-Korbutowicz, *Wrocław University of Technology*
Ewa Karwowska, *Warsaw University of Technology*
Adam Kisiel, *Częstochowa University of Technology*
Bernard Klyszejko, *West Pomeranian University of Technology, Szczecin*
Janusz Konecki, *Medical University of Silesia, Katowice*
Ryszard Kornijów, *University of Life Sciences in Lublin*
Piotr Kowalik, *Gdańsk University of Technology*
Andrzej Królikowski, *Cracow University of Technology*
Miroslaw Krzemieniewski, *University of Warmia and Mazury, Olsztyn*
Andrzej Łapko, *Białystok University of Technology*
Maria Łebkowska, *Warsaw University of Technology*
Józef Malej, *Koszalin University of Technology*
Tadeusz Marcinkowski, *Wrocław University of Technology*
Jarosław Mikielawicz, *Institute of Fluid-Flow Machinery PAS, Gdańsk*
Korneliusz Miksch, *Silesian University of Technology, Gliwice*
Marek Mitosek, *Warsaw University of Technology*
Eugeniusz Mokrzycki, *Mineral and Energy Economy Research Institute
PAS, Kraków*
Jeremi Naumczyk, *Warsaw University of Technology*
Hanna Obarska-Pempkowiak, *Gdańsk University of Technology*
Michał Palica, *Silesian University of Technology, Gliwice*
Tadeusz Pałosz, *Koszalin University of Technology*

Recenzenci

Tadeusz Paryjczak, *Technical University of Łódź*
Artur Pawłowski, *Lublin University of Technology*
Lucjan Pawłowski, *Lublin University of Technology*
Janusz Pempkowiak, *Institute of Oceanology PAS, Sopot*
Tadeusz Piecuch, *Koszalin University of Technology*
Kaja Pietsch, *AGH University of Science and Technology*
Franciszek Piontek, *University of Bielsko-Biała*
Barbara Piontek, *University of Bielsko-Biała*
Wojciech Piotrowski, *Koszalin University of Technology*
Jolanta Podedworna, *Warsaw University of Technology*
Grzegorz Prokopski, *Rzeszów University of Technology*
Mikołaj Protasowicki, *West Pomeranian University of Technology,
Szczecin*

Janusz Rak, *Rzeszów University of Technology*
Edward Ratuszniak, *Pomeranian University in Słupsk*
Maciej Rogalski, *Szczecin University*
Zygmunt Sadowski, *Wrocław University of Technology*
Robert Sidelko, *Koszalin University of Technology*
Jerzy Siepak, *Adam Mickiewicz University, Poznań*
Ewa Sobeczka, *West Pomeranian University of Technology, Szczecin*
Leszek Styszko, *Koszalin University of Technology*
Ziemowit Suligowski, *Gdańsk University of Technology*
Czesław Szafranski, *Poznań University of Life Sciences*
Aleksander Szkarowski, *Koszalin University of Technology*
Kazimierz Szymański, *Koszalin University of Technology*
Leon Troniewski, *Opole University of Technology*
Tadeusz Tumidajski, *AGH University of Science and Technology*
Krzysztof Warmuziński, *Institute of Chemical Engineering PAS, Gliwice*
Józefa Wiater, *Białystok University of Technology*
Jerzy Wira, *West Pomeranian University of Technology, Szczecin*
Maria Włodarczyk-Makula, *Częstochowa University of Technology*
Lidia Wolny, *Częstochowa University of Technology*
Wanda Woronowicz, *Pomeranian University in Słupsk*
Jerzy Zwoździak, *Wrocław University of Technology*
Antoni Żuchowicki, *Koszalin University of Technology*

Spis treści

1.	Janusz Pempkowiak, Beata Szymczycha, Lech Kotwicki <i>Podwodny odpływ podziemny do Morza Bałtyckiego</i>	17
2.	Jacek Katzer, Janusz Kobaka <i>Wykorzystanie droбноziarnistego kruszywa odpadowego do zrównoważonej produkcji prefabrykatów betonowych</i>	33
3.	Ewelina Staszewska, Małgorzata Pawłowska <i>Charakterystyka emisji ze składowisk odpadów komunalnych</i>	47
4.	Tadeusz Bohdal <i>Analiza niestabilności przemian fazowych czynników energetycznych. Część I – Ocena stanu wiedzy</i>	61
5.	Tadeusz Bohdal <i>Analiza niestabilności przemian fazowych czynników energetycznych. Część II – Badania eksperymentalne własne</i>	95
6.	Henryk Czyż, Teodor Kitzczak, Tadeusz Durkowski <i>Charakterystyka zbiorowisk roślinnych z udziałem słonorośli oraz ich ochrona na obszarze wstecznej delty Świny</i>	109
7.	Stanisław Gawłowski, Renata Listowska-Gawłowska, Tadeusz Piecuch <i>Uwarunkowania i prognoza bezpieczeństwa energetycznego Polski na lata 2010-2110</i>	127
8.	Ewa Leśniewska, Małgorzata Iwona Szykowska, Jadwiga Albińska, Tadeusz Paryjczak, Jerzy Sokółowski <i>Badania przechodzenia rtęci z amalgamatów stomatologicznych do roztworu sztucznej śliny</i>	177
9.	Leszek Styszko, Adam Majewski <i>Słoma kukurydziana jako surowiec do produkcji biogazu</i>	191
10.	Teodor Kitzczak, Henryk Czyż, Anna Kiepas-Kokot <i>Wpływ sposobu i terminu stosowania osadów komunalnych na skład chemiczny gleby i runi trawników</i>	207
11.	Arkadiy Ivanov, Aleksander Szkarowski, Vera Nikolaeva <i>Stymulowanie personelu na podstawie zrównoważonego systemu wskaźników (BSC)</i>	219
12.	Robert Czerniawski, Józef Domagała, Małgorzata Pilecka-Rapacz, Tomasz Krepski <i>Wpływ małej zapory na zmiany składu ichtiofauny w cieku Sitna w ciągu 9 lat (otulina Drawieńskiego Parku Narodowego)</i>	235
13.	Kazimierz Szymański <i>Nowe rozwiązania w zakresie pozyskiwania biogazu według technologii MT-ENERGIE®</i>	249

14.	Stanisław Biedugnis, Mariusz Smolarkiewicz, Andrzej Czapczuk <i>Matematyczne modelowanie sieci wodociągowych</i>	263
15.	Agnieszka Hłobił <i>Edukacja ekologiczna w praktyce szkolnej</i>	277
16.	Joanna Szydłowska <i>Charakterystyka florystyczna runi oraz ocena fitoindykacyjna warunków siedliskowych wybranych łąk śródleśnych</i>	299
17.	Antoni Waldemar Żuchowicki, Monika Telega <i>Analiza produkcji i zużycia wody w Pile</i>	313
18.	Lucyna Kirczuk, Józef Domagała <i>Hybrydyzacja wśród ryb – przyczyny i jej znaczenie</i>	325
19.	Leszek Styszko, Diana Fijałkowska, Monika Sztyma <i>Wpływ warunków pozyskania biomasy na odrastanie pędów wierzby energetycznej w czteroletnim cyklu</i>	339
20.	Mirosław Wiatkowski, Czesława Rosik-Dulewska, Barbara Wiatkowska <i>Charakterystyka stanu użytkowania małego zbiornika zaporowego Nowaki na Korzkwi</i>	351
21.	Anna Kowalczyk, Justyna Kutryn, Tadeusz Piecuch <i>Neutralizacja nieprzyjemnych zapachów powstających podczas odwadniania komunalnych osadów ściekowych w procesie sedymentacji odśrodkowej</i>	365
22.	Marcin Dębowski, Marcin Zieliński, Mirosław Krzemieniewski <i>Wpływ promieniowania mikrofalowego na przebieg fermentacji metanowej odpadów poubojowych w warunkach termofitowych</i>	381
23.	Magdalena Lampart-Kałużniacka, Marta Konieczna, Katarzyna Pikula <i>Stan ekologiczny wód Kanalu Radackiego na podstawie wskaźników i indeksów biotycznych</i>	393
24.	Edward Ratuszniak, Aldona Kubas <i>Badania nad wielkością ziaren skrobi w różnych odmianach ziemniaka pod kątem możliwości zmniejszenia zanieczyszczenia środowiska wodnego odpadami produkcyjnymi</i>	409
25.	Wojciech Kuczyński, Waldemar Żuchowicki <i>Ocena aktualnej sytuacji w zaopatrzeniu w wodę w Polsce na tle sytuacji w świecie</i>	419
26.	Małgorzata Kabsch-Korbutowicz, Agnieszka Urbanowska, Katarzyna Majewska-Nowak, Joanna Kawiecka-Skowron <i>Usuwanie substancji organicznych z roztworów wodnych z wykorzystaniem ceramicznych membran ultrafiltracyjnych</i>	467
27.	Antoni Waldemar Żuchowicki, Renata Gawin <i>Pobory wody przez mieszkańców budynku wielorodzinnego</i>	479
28.	Michał Palica, Karolina Wątor, Jan Thullie, Łukasz Kurowski <i>Odwadnianie szlamu węglowego na drodze periodycznej filtracji wirowej</i>	489

29. **Krzysztof Piaskowski, Renata Świdorska-Dąbrowska**
Zastosowanie procesu Fentona i sekwencyjnych reaktorów porcjowych do oczyszczania ścieków z produkcji okien drewnianych _____ 503
30. **Katarzyna Ignatowicz** *Zastosowanie modeli matematycznych procesu sorpcji do opisu usuwania HCH na wermikompoście* _____ 525
31. **Danuta Usidus, Aleksandra Drozdowicz** *Analiza rozbiorów wody na wybranym terenie Pomorza Środkowego – w gminie Sianów* _____ 543
32. **Maria Włodarczyk-Makula** *Porównanie biotycznych i abiotycznych zmian WWA w glebie nawożonej osadami ściekowymi* _____ 559
33. **Leszek Styszko, Diana Fijałkowska, Monika Sztyma, Monika Ignatowicz** *Wpływ warunków uprawy na pozyskanie biomasy wierzby energetycznej w czteroletnim cyklu* _____ 575
34. **Piotr Stachowski** *Ocena suszy meteorologicznej na terenach pogórnich w rejonie Konina* _____ 587
35. **Agnieszka Hłobił, Izabela Piecuch**
Aromaterapia jako wspomaganie w psychopedagogice _____ 607
36. **Klaudia Chmiel-Kurowska, Anna Gawlik, Michał Palica**
Statyka biofiltracji wybranych układów lotnych związków organicznych i złóż naturalnych _____ 649
37. **Barbara Juraszka, Aleksandra Sumara** *Badania efektu oczyszczania ścieków produkcyjnych zawierających kleje organiczne w procesie koagulacji z zastosowaniem koagulantu PAX XL 19F i PIX 113* _____ 663
38. **Małgorzata Pilecka-Rapacz, Robert Czerniawski**
*Pasożyty pstrąga potokowego (*Salmo trutta m. fario* L.) wsiedlonego do Chojnówki – cieku w Puszczy Bukowej k. Szczecina* _____ 689
39. **Remigiusz Modrzewski, Piotr Wodziński** *Dobór parametrów konstrukcyjnych przesiewacza dwuczęstościowego przeznaczonego do klasyfikacji odpadów mineralnych* _____ 697
40. **Stanisław Biedugnis, Mariusz Smolarkiewicz, Andrzej Czapczuk**
Bezpieczeństwo zaopatrzenia w wodę _____ 723
41. **Wojciech Dąbrowski, Monika Puchlik** *Udział frakcji ChZT w ściekach mleczarskich w oczyszczalni stosującej intensywne usuwanie związków węgla, azotu i fosforu* _____ 735
42. **Urszula Filipkowska, Joanna Rodziewicz, Iwona Moczowska**
Usuwanie barwnika Basic Violet 10 z roztworów wodnych na zeolicie _____ 747
43. **Mariusz Korytowski, Czesław Szafrąński** *Kształtowanie się zapasów wody w zlewni śródleśnego oczka wodnego* _____ 761
44. **Izabela Kowalska** *Zastosowanie hybrydowego układu oczyszczania do separacji substancji powierzchniowo czynnych z roztworów wodnych* _____ 773

45.	Jerzy Kupiec <i>Porównanie wyników bilansu fosforu w aspekcie monitorowania zanieczyszczeń ze źródeł rolniczych</i>	785
46.	Joanna Struk-Sokołowska <i>Frakcje ChZT w ściekach komunalnych o dużym udziale ścieków z przemysłu spożywczego</i>	805
47.	Mariusz Korytowski <i>Bilans wodny śródleśnego oczka wodnego</i>	821
48.	Joanna Rodziewicz, Urszula Filipkowska, Katarzyna Sominka <i>Badania nad elektrolitycznym wspomaganie procesu denitryfikacji w biologicznym złożu tarczowym</i>	835
49.	Radosław Tarkowski, Barbara Uliasz-Misiak, Magdalena Wdowin, Katarzyna Batkiewicz <i>Badania stężenia CO₂ w powietrzu podglebowym w rejonie Tarnowa pod kątem monitoringu składowania dwutlenku węgla</i>	847
50.	Agnieszka E. Ławniczak, Janina Zbierska, Barbara Andrzejewska <i>Bilans biogenów Jeziora Tomickiego</i>	861
51.	Tomasz Tymiński <i>Hydrauliczne badania modelowe filarów mostowych na przykładzie wybranych mostów Opola</i>	879
52.	Marcin Zieliński, Marcin Dębowski, Mirosław Krzemieniewski <i>Wpływ sposobu wstępnego preparowania odpadów poubojowych na ilość i skład powstającego biogazu w warunkach fermentacji termofilowej</i>	895
53.	Adam Zydróż, Piotr Hausa <i>Analiza zmian struktury władania i użytkowania gruntów po transformacji ustrojowej w Polsce na przykładzie wybranych gmin Wielkopolski</i>	909
54.	Marian Branny, Justyna Swolkiń <i>Sedymentacja siarczanu baru w osadniku jako metoda ograniczenia ilości osadów stałych w rurociągu odpływowym KWK „Jankowice”</i>	927
55.	Włodzimierz Przybylski, Marek Majcher, Leszek Borkowski, Aleksandra Jaroszek <i>Określenie wpływu dodania do paleniska katalizatora REDUXCO na skuteczność i niezawodność pracy kotła WR 15-N w ciepłowni w Strzelcach Opolskich</i>	947

Adresy kontaktowe członków Komitetu Redakcyjnego, Redaktorzy Działowi	955
Wykaz Instytucji – Bibliotek, do których zawsze przekazywano wydawnictwo	961

Table of contents

1.	Janusz Pempkowiak, Beata Szymczycha, Lech Kotwicki <i>Submarine groundwater discharge (SGD) to the Baltic Sea</i>	17
2.	Jacek Katzer, Janusz Kobaka <i>Harnessing Waste Fine Aggregate for Sustainable Production of Concrete Precast Elements</i>	33
3.	Ewelina Staszewska, Małgorzata Pawłowska <i>Characteristics of Emissions from Municipal Waste Landfills</i>	47
4.	Tadeusz Bohdal <i>Analysis of Instability in Phase Transitions of Energy Media. Part I - Assessment of Knowledge</i>	61
5.	Tadeusz Bohdal <i>Analysis of Instability in Phase Transitions of Energy Media. Part II – Own Experiments</i>	95
6.	Henryk Czyż, Teodor Kitzak, Tadeusz Durkowski <i>Characteristics of Salt Plant Community and its Protection on the Area of Retrograde of Świna River Delta</i>	109
7.	Stanisław Gawłowski, Renata Listowska-Gawłowska, Tadeusz Piecuch <i>Conditions and Forecast of Poland's Energy Safety for the period 2010-2110</i>	127
8.	Ewa Leśniewska, Małgorzata Iwona Szynkowska, Jadwiga Albińska, Tadeusz Paryjczak, Jerzy Sokolowski <i>Analysis of the Mercury Transition from Dental Amalgams into the Artificial Saliva</i>	177
9.	Leszek Styszko, Adam Majewski <i>Maize Straw as a Feedstock for Biogas Production</i>	191
10.	Teodor Kitzak, Henryk Czyż, Anna Kiepas-Kokot <i>Effect of Method and Time of Application of Municipal Sewage Sludge on Chemical Composition of Soil and Lawns' Sward</i>	207
11.	Arkadiy Ivanov, Aleksander Szkarowski, Vera Nikolaeva <i>Staff Encouragement Based on the Balanced Scorecard</i>	219
12.	Robert Czerniawski, Józef Domagała, Małgorzata Pilecka-Rapacz, Tomasz Krepski <i>Impact of Small Dam on Changes of Fish Fauna in Sitna Stream During Period of Nine Years (Buffer Zone of Drawieński National Park)</i>	235
13.	Kazimierz Szymański <i>New Solutions in Biogas Production According to MT-ENERGIE® technology</i>	249
14.	Stanisław Biedugnis, Mariusz Smolarkiewicz, Andrzej Czapczuk <i>Mathematical Modelling of Water Supply Networks</i>	263

15. Agnieszka Hlobil <i>Environmental Education in School Practice</i> _____	277
16. Joanna Szydłowska <i>Floristic Characterization of Sward and Phytoindicative Valorisation of Habitats' Conditions of Selected Forest Meadows</i> _____	299
17. Antoni Waldemar Żuchowicki, Monika Telega <i>Analysis of Production and Consumption of Water in Pila</i> _____	313
18. Lucyna Kirczuk, Józef Domagała <i>Hybridization of Fish – Causes and its Significance</i> _____	325
19. Leszek Styszko, Diana Fijałkowska, Monika Sztyma <i>Influence of Biomass Obtainment Conditions on Regrowth of Energetic Willow Shoots during a Four-year Cycle</i> _____	339
20. Mirosław Wiatkowski, Czesława Rosik-Dulewska, Barbara Wiatkowska <i>Characteristics of the Operational Stage of a Small Dam Reservoir Nowaki on the Korzkiew Brook</i> _____	351
21. Anna Kowalczyk, Justyna Kutryn, Tadeusz Piecuch <i>Neutralization of Odours Arising During Dewatering of Municipal Sewage Sludge in the Process of Centrifugal Sedimentation</i> _____	365
22. Marcin Dębowski, Marcin Zieliński, Mirosław Krzemieniewski <i>Effect of Microwave Radiation on Post-slaughter Waste Methane Fermentation in Thermophilic Conditions</i> _____	381
23. Magdalena Lampart-Kaluźniacka, Marta Konieczna, Katarzyna Pikula <i>Ecological State of Water in Radacki Channel on the Basis of Biotic Indicators and Indexes</i> _____	393
24. Edward Ratuszniak, Aldona Kubas <i>Research on Size of Starch Grains in Different Potato Cultivars for the Possibility of Reduction of Environment Pollution with Wastes from Starch Production</i> _____	409
25. Wojciech Kuczyński, Waldemar Żuchowicki <i>Water Supply in Poland in Relation to the Global Situation</i> _____	419
26. Małgorzata Kabsch-Korbutowicz, Agnieszka Urbanowska, Katarzyna Majewska-Nowak, Joanna Kawiecka-Skowron <i>Removal of Organic Substances from Aqueous Solutions with the Use of Ceramic Membrane</i> _____	467
27. Antoni Waldemar Żuchowicki, Renata Gawin <i>Water Consumption by Multi-family Building Residents</i> _____	479
28. Michał Palica, Karolina Wątor, Jan Thullie, Łukasz Kurowski <i>Coal Sludge Dewatering Using Periodical Centrifugal Filtration</i> _____	489
29. Krzysztof Piaskowski, Renata Świdorska-Dąbrowska <i>Application of Fenton's Process and Sequencing Batch Reactors for Treatment of Wastewater from Wood Windows Manufacture</i> _____	503

30.	Katarzyna Ignatowicz <i>Application of Mathematical Models of Sorption Process to Describe the Removal of HCH Pesticide on Vermicompost</i>	525
31.	Danuta Usidus, Aleksandra Drozdowicz <i>Analysis of Water Use on the Selected Area of Central Pomerania – in Sianów Municipality</i>	543
32.	Maria Włodarczyk-Makula <i>Comparison of Biotic and Abiotic Changes of PAHs in Soil Fertilized with Sewage Sludge</i>	559
33.	Leszek Styszko, Diana Fijałkowska, Monika Sztyma, Monika Ignatowicz <i>Effect of Cultivation Conditions on the Acquisition of Willow Biomass in the Four-year Cycle</i>	575
34.	Piotr Stachowski <i>Assessment of Meteorological Droughts on the Postmining Areas in the Konin Region</i>	587
35.	Agnieszka Hlobil, Izabela Piecuch <i>Aromatherapy as a Support in Psychopedagogy</i>	607
36.	Klaudia Chmiel-Kurowska, Anna Gawlik, Michał Palica <i>Biofiltration Statics of Selected Volatile Organic Compounds on Natural Beds</i>	649
37.	Barbara Juraszka, Aleksandra Sumara <i>Studies on Coagulation Process with Coagulants PAX XL 19F and PIX 113 of Wastewater Containing Organic Adhesives</i>	663
38.	Małgorzata Pilecka-Rapacz, Robert Czerniawski <i>Parasites of Brown Trout (<i>Salmo trutta m. fario</i> L.) Stocked to Chojnówka – stream in Puszcza Bukowa near Szczecin</i>	689
39.	Remigiusz Modrzewski, Piotr Wodziński <i>Selection of the Construction Parameters of Double-frequency Screen for Classification of Mineral Wastes</i>	697
40.	Stanisław Biedugnis, Mariusz Smolarkiewicz, Andrzej Czapczuk <i>Safety of Water Supply</i>	723
41.	Wojciech Dąbrowski, Monika Puchlik <i>Share of COD Fractions in Dairy Wastewater In Treatment Plant Using Intensive Removal of Carbon, Nitrogen and Phosphorus</i>	735
42.	Urszula Filipkowska, Joanna Rodziewicz, Iwona Moczowska <i>Basic Violet 10 Dye Removal From Water Solutions Onto Zeolite</i>	747
43.	Mariusz Korytowski, Czesław Szafranski <i>Water Storage in Catchment of Pond Located in the Forest</i>	761
44.	Izabela Kowalska <i>Application of Hybrid Purification System for Surfactant Separation from Water Solutions</i>	773
45.	Jerzy Kupiec <i>Comparison of Phosphorus Balance Results in Monitoring of Pollutions from Agricultural Sources</i>	785

46. Joanna Struk-Sokolowska <i>COD Fractions in Municipal Wastewater with Significant Share of Wastewater from Food-processing Industry</i>	805
47. Mariusz Korytowski <i>Water Balance of Forest Pond</i>	821
48. Joanna Rodziewicz, Urszula Filipkowska, Katarzyna Sominka <i>Research on the Electrolytically-aided Denitrification on the Four-stage Rotating Biological Contactor</i>	835
49. Radosław Tarkowski, Barbara Uliasz-Misiak, Magdalena Wdowin, Katarzyna Batkiewicz <i>CO₂ Concentration in Soil Air in Tarnow Vicinity for Carbon Dioxide Storage Monitoring</i>	847
50. Agnieszka E. Ławniczak, Janina Zbierska, Barbara Andrzejewska <i>Nutrient Balance of Tomickie Lake</i>	861
51. Tomasz Tymiński <i>Hydraulic Model Research on Bridge Piers Based on the Example of Selected Bridges in Opole</i>	879
52. Marcin Zieliński, Marcin Dębowski, Mirosław Krzemieniewski <i>Effect of Method of Post-slaughter Waste Conditioning on Amount and Composition of Biogas Produced in Thermophilic Fermentation</i>	895
53. Adam Zydrón, Piotr Hausa <i>Analysis of Changes in the Structure of Land Use and Ownership After Transformation of Political and Economic System in Poland in 1989 Based on Selected Communes in the Wielkopolska Region</i>	909
54. Marian Branny, Justyna Swolkiń <i>Sedimentation of Barium Sulphate in Settler as a Method of Limitation of Solid Residues in Jankowice Outflow Pipe-line</i>	927
55. Włodzimierz Przybylski, Marek Majcher, Leszek Borkowski, Aleksandra Jaroszek <i>Impact of REDUXCO Catalyst Addition to Incineration Chamber on Effectiveness and Reliability of WR 15-N Boiler Work in Heating Plant in Strzelce Opolskie</i>	947
Addresses of Editorial Committee members, Section's editors	958
The list of Institutions – Libraries where this publication has been forwarded	962



Submarine groundwater discharge (SGD) to the Baltic Sea

*Janusz Pempkowiak, Beata Szymczycha, Lech Kotwicki
Institute of Oceanology, Polish Academy of Science*

1. Introduction

Submarine groundwater discharge (SGD) is one of the water pathways connecting land and ocean in the global water cycle. Moreover it has been recently recognized as important factor influencing coastal zone [5]. In comparison with easily seen and typically large point sources surface of water inputs (e.g. rivers and streams), which are gauged and well analysed, estimations of groundwater inputs are much more difficult due to lack of simple mean to gauge these fluxes [28]. Groundwater in many areas has become contaminated and therefore is a source of nutrients, trace metals, organic compounds and radionuclides.

Hence it is important for the marine geochemical cycles of elements and may cause an environmental deterioration of coastal zones.

SGD to the coastal area usually occurs as a slow diffuse flow but can be found as a large point sources in certain terrain. What is more low flows of groundwater are typically temporally and spatially variable, complicating efforts to characterize site-specific flow regimes.

“Submarine groundwater discharge” exist in two well-known meanings, first includes fresh groundwater discharge, second includes recirculated water seepage [42]. However, nowadays the most popular definition for SGD is “any and all flow of water on continental margins

from seabed to the coastal ocean, regardless of the fluid composition of driving force” [4].

Importance of SGD

Many studies have been performed concerning SGD [5, 43]. At Figure 1 it is showed locations of the studies: east and west coast of United States, South America, Hawaii, Europe, Japan and Oceania.

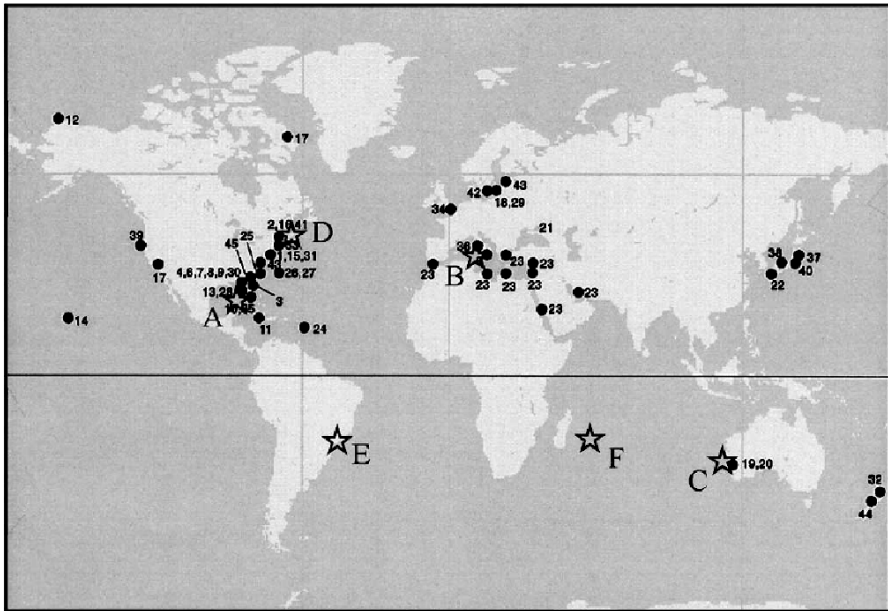


Fig. 1. Locations of published study sites concerning SGD. Sites labeled “A” through “F” are locations where SGD assessment intercomparisons have been carried out. Site “A” was an initial experiment in Florida [3] and “B” through “F” represent the five experiments reported by Burnett et al. [5]. The numbers refer to 45 sites where SGD evaluations were identified by Taniguchi [43]

Rys. 1. Położenie miejsc badań dotyczących podwodnego dopływu podziemnego, dotychczas opublikowanych. Miejsca oznaczone A÷F to lokacje, w których dokonano ocen porównawczych podwodnego dopływu podziemnego. A to początkowy eksperyment na Florydzie [3] a B÷F to pięć eksperymentów opublikowanych przez Burnetta i in. [5]. Numery odnoszą się do 45 miejsc gdzie podwodny dopływ podziemny był badany przez Taniguchiego [43]

Results of some of these studies show ecological impact of groundwater flow into coastal zones. Valiela et al. [45, 46] proved that groundwater inputs of nitrogen are critical to the overall nutrient economy of salt marches. Corbett et al. [10, 11] concluded that groundwater nutrient inputs are nearly equal to nutrient input via surface water in eastern Florida Bay. While Krest et al. [20] claimed that nutrient load of groundwater discharge to the Pacific off California that is higher than from all South Carolina rivers. Lapointe et al. [22] suggested that groundwater flow into Florida Keys may be main factor for initiating the phytoplankton blooms observed there. It is obvious that SGD may have great ecological significance. On occasion even greater than river runoff.

2. Methods used to measure SGD

The most important step in quantifying chemical influence of SGD on a coastal area is determining the amount of water discharged there. This is a rather difficult challenge because groundwater flow is temporally and spatially variable. Moreover the sites of SGD are difficult to approach. There has been developed many techniques/methods of qualitative and quantitative measurements of SGD. Each of them has its advantages and disadvantages and has proven to show specific features of SGD. That is why at any particular site, with determining SGD, we should use as many methods as possible. There are three general methods: direct measurements; piezometers; natural tracers; theoretical analysis and numerical simulations. Within the last few years some new methods of SGD measurements have been developed, some of them, like infrared thermography seem to be an important tool for identifying and quantifying SGD. Infrared imaging is only used for identification of the location and spatial variability of SGD by using the temperature difference between surface water and groundwater [28].

Direct measurements

Seepage meters

Measurements of groundwater seepage rates into coastal waters are often made using manual or automatic seepage meters.

Manual seepage meters

Manual seepage meter was first developed by Israelsen and Reeve [16] to measure water loss from irrigation canals. Lee [23] designed a

seepage meter constructed from steel drum (208 L volume), which form a chamber with one end opened and put into sediment while the other end has a sample port with plastic collection bag (Figure 2).

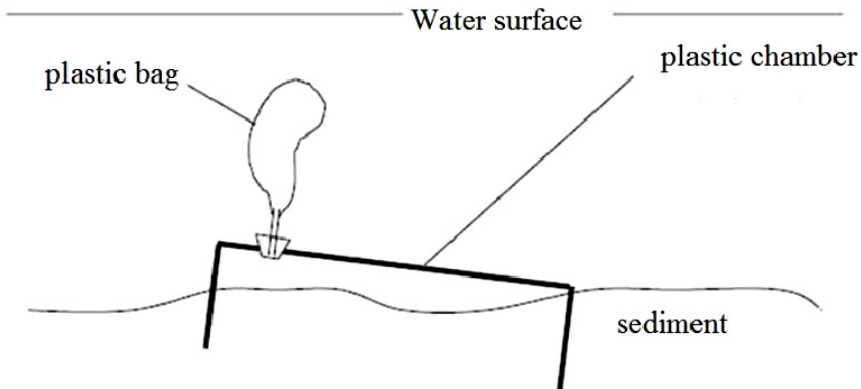


Fig. 2. “Lee-type” manual seepage meter [23]

Rys. 2. Ręczny miernik wsięku „typu-Lee” [23]

Groundwater seeping through the sediment will displace water trapped in the chamber forcing it up through the port into the plastic bag. The change in volume of water in the bag over a measured time interval provides the flux intensity. Operation of seepage meters is simple, but they are very sensitive to wave disturbance and currents [7, 38]. Moreover, they only sample a small flow area and this is a reason why so many seepage meters are needed to characterize the spatial variability at most sample sites.

Automatic seepage meters

Since various types of automated seepage meters have been developed, it is possible to obtain the groundwater discharge rate automatically and continuously. Automatic seepage meters include such technologies as: heat-pulse method [40], continuous heat [42], ultrasonic [29], and dye-dilution [39]. The advantage of these seepage meters is that they can be left in place for some days or even weeks and they will produce data without manual intervention. In the other hand disadvantage is that they require very calm environment [15].

Methods based on both manual and automatic seepage meters are working relatively well [44], but they always should be complemented with other methods.

Piezometers

Multi-level piezometers nests are used to measure the groundwater potential in the sediments at several depths [14]. With knowledge of the aquifer hydraulic conductivity, one can calculate the SGD rate into the ocean by use of one dimensional form of Darcy's Law:

$$q = -Kdh/dL$$

where:

q is Darcian flux (groundwater discharge volume per unit area per unit time),

K is hydraulic conductivity,

dh/dL is the hydraulic gradient in which h is hydraulic head,

L is distance.

The serious disadvantage of piezometers is difficulty in obtaining representative values of hydraulic conductivity, which usually varies. Nevertheless, piezometers nests are often used together with seepage meters to estimate hydraulic conductivity from observed seepage rates and the hydraulic gradient [1, 41].

Natural tracers

The main reason why natural tracers are used to quantify SGD is that they appear in high amounts in groundwater and present an integrated signal while entering the marine water column [24]. However using natural tracers for quantifying SGD require knowledge that all the other tracer sources and sinks are evaluated.

Over a past few years many SGD studies have utilized natural isotopes: ^{222}Rn [3, 7, 11, 26] and $^{223,224,226,228}\text{Ra}$ [9, 19, 24] for measurement groundwater. Moreover ^3H , ^4He have also been used in recent SGD studies [8, 27].

Theoretical analysis and numerical simulations

Since the past 40 years hydrogeologic models have developed and become interesting tool for understanding SGD. Numerical hydrogeolog-

ic models simplify key factors in aquifer systems and enable analysis of groundwater and saline water movement under varying conditions, which is not possible to measure by other methods. First description of groundwater seepage rate distribution through lakebeds using numerical models were made by McBride and Pfannkuch [25]. Bokuniewicz [2] used this description and developed an analytical solution for SGD. Since then many numerical models were invented but they all need experimental data to determine the location and strength of SGD.

3. SGD studies in the Baltic Sea

The Baltic Sea is one of the largest brackish water bodies in the world. Baltic total surface area is 375,000km² and drains the area of approximately 1,720,000 km². The Baltic Sea is divided into five basins: the Bothnian Bay, the Gulf of Finland, the Gulf of Riga, the Baltic Proper and the Danish Sounds.

In the Gulf of Finland, the Eckernförde Bay and the Gulf of Gdańsk SGD studies have been performed [6, 12, 13, 17, 18, 21, 30÷37, 47÷49]. The Gulf of Finland belongs to eastern part of the Baltic Sea and is on the junction of two main geological basement structures, the Russian Platform and Baltic Shield. Above these structures are sedimentary rocks from Precambrian to Quaternary. The overlying glacial sediments vary between gravel, sand and clay. The Eckernförde Bay is 17 km long and 3 km wide inlet of Kiel Bay placed in the western Baltic Sea. Glacial and post glacial sediments and subsurface tertiary deposits determine the morphology of the bay. The Gulf of Gdańsk and the Puck Bay (part of the Gulf of Gdańsk) is in the southeastern Baltic Sea. The hydrogeological condition of the Gulf of Gdańsk is not well identified, however seismic-acoustic investigations showed that the Quaternary sediments are 25 m thick and the roof of the Cretaceous formations is located at the ordinate form 108 m to 135 m below mean sea level.

In the Gulf of Finland the studied area was divided into four geological-hydrogeological zones. To measure SGD Zekster's methods were used. The results of SGD studies from zones are presented in Table 1. The total amount of groundwater discharge to the Gulf of Finland was 0,6 km³/year. Discharges from zones were different, the greatest were from southern zone (4) and the smallest from the northern zone (1). The

amount of chemical substances value (Csd) was determined to 335t/year, which is more than chemical substances contained in the river runoff discharged to that particular part of Gulf.

Table 1. Results of groundwater discharge investigation in different zones of the Gulf of Finland [47]

Tabela 1. Wyniki badań zrzutu wód podziemnych w różnych strefach Zatoki Fińskiej [47]

Zone Number	Length-Width of zone (km)	Surface of zone (km ²)	Value of discharging groundwater (m ³ /year)	Load of chemical substances discharge (CSD) (t/year)	Specific compounds
1	180-2.5	450	34.058	6.8	Rn
2	110-20	2.2	1666.51	33.2	Fe
3	75-20	1.5	113.529	90.823	Heavy metal. organics. petroleum compound
4	180-50	9	340.588	204.352	NO ₃ ⁻
Total	555- -	13.150	654.685	335.175	-

The Eckernförde Bay was monitored for SGD using many methods for the period 1991-2001. Mainly methane and salinity measurements were made for 1991-1994 and for 1998-2001 generally water and sediment sampling. ²²²Radon. ²²⁶Radium and methane analysis. The Bussmann [6] studies shows that SGD activity increases methane concentrations in the bottom and surface water. The lowest bottom water salinity was 2.9 ‰. From Schluter [36] studies it may be inferred that in Eckernförde Bay ²²²Rn seems is a suitable tracer for SGD. whereas ²²⁶Ra showed no apparent trends. This feature different from other coastal regions [3, 24]. Basing on ²²²Rn activity it was estimated that discharge rates were in the range of $37 \cdot 10^6$ to $337 \cdot 10^6$ m³/year .

In the Gulf of Gdańsk (Figure 3) the groundwater discharge was identified [12, 13, 21, 31÷34]. Measurements showed an unusual vertical distribution of temperature and salinity in the SGD region there. Similar observations had been made in Puck Bay. Chemical measurements were also made.

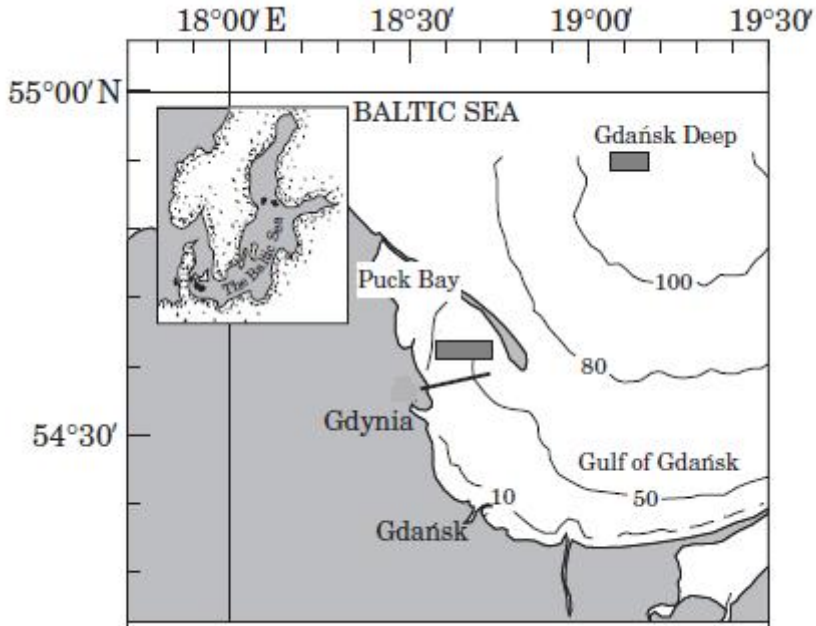


Fig. 3. The study areas in The Gdańsk Basin: Gdańsk Deep and Puck Bay [13]
Rys. 3. Obszary badań w Basenie Gdańskim: Głębia Gdańska i Zatoka Pucka [13]

The increase in concentration of nitrate and phosphate with the water column was observed.

There have been also made estimations about a hole flow of SGD to the Baltic Sea. First Zekster [49] than Peltonen [30] estimated the volume of SGD entering the seawater balance. As reported by Peltonen [30] the volume of groundwater discharge into the Baltic Sea equals about $4.4 \text{ km}^3/\text{year}$ which is about 1% of total fresh water flow.

3.1. Chemical characteristics of SGD from the Puck Bay (recent findings)

In 2009 studies concerning SGD in the Puck Bay have been continued [48]. The main aim was to find groundwater seepage, than characterize its geochemical composition. One research cruise on a research vessel Sir Albrecht Penck during summer and one campaign near the shore line of the Hel Peninsula in spring have been carried. There has been found one area with groundwater impact into the Gulf of Gdańsk and other area near the shoreline of the Hel Peninsula. The water samples

were collected using bathometers, seepage meters and piezometers. Several chemical analysis were done using Multi 34i-meter., ICP-MS, spectrophotometer and HyPerTOC analyser with UV/persulphate oxidation and non-dispersive infrared detection. The limits of detection of applied methods are smaller than the measured concentrations by an order of magnitude. The limits are also substantially smaller than variations of the measured concentrations. The precision of the results is as follow: <3% for the measured nutrients, <8% for the measured metals, <2% for DOC and DIC, and <1% for pH and salinity.

The salinity profiles from the SGD impacted area and non impacted area differs at the Gulf of Gdańsk (Figure 4). In the impacted area salinity profile we may see two decrease in salinity in the top and bottom of the water column. The low salinity on the top is due to a heavy rain and bottom.

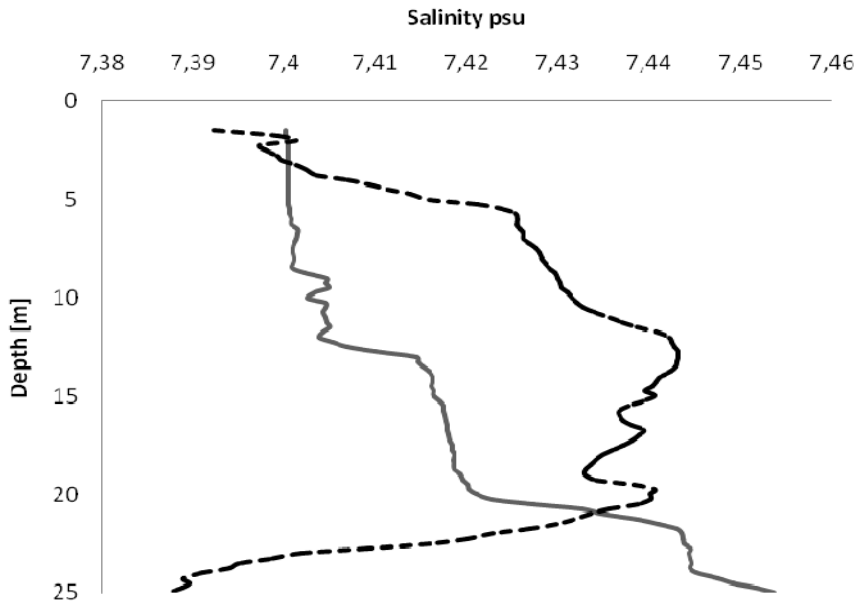


Fig. 4. Salinity profiles at a non-impacted – continuous line and an impacted area – discontinuous line from the Gulf of Gdańsk

Rys. 4. Profile zasolenia w obszarze bez wpływu – linia ciągła i z wpływem – linia przerywana w Zatoce Gdańskiej

It was also observed that some trace metals concentrations in groundwater samples are larger than in saline water samples (Figure 5).

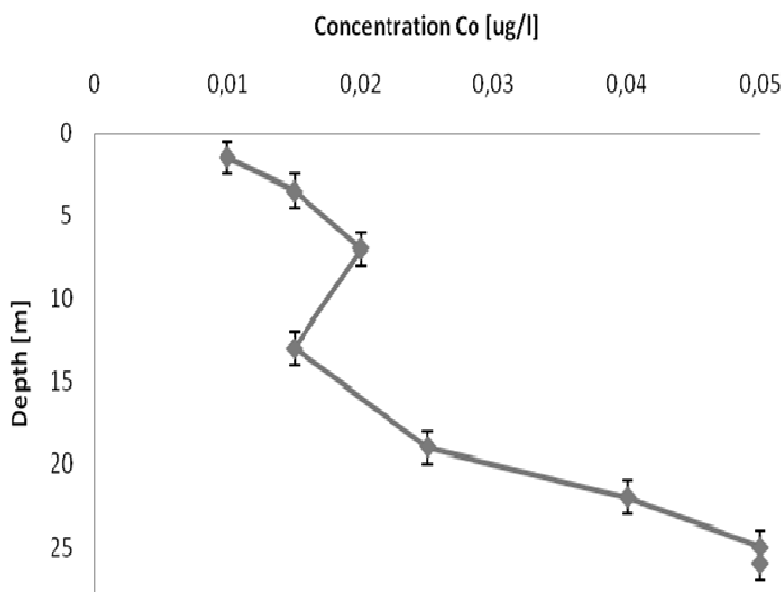


Fig. 5. Cobalt concentrations in water column from groundwater impacted area in the Gulf of Gdańsk

Rys. 5. Stężenia kobaltu w słupie wody w obszarze wpływu wód gruntowych w Zatoce Gdańskiej

In the area near the shore line of the Hel Peninsula we took water samples from seepage meters and piezometers. The saline profiles from two piezometers are presented in Figure 6. The analysed water samples from piezometers and seepage meters show the relationships between the salinity and pH (Figure 7). It may be caused by high amount of DIC in groundwater samples. On the other hand the groundwater samples have lower amounts of DOC than saline water.

The lowest and highest concentration of some chemical compounds in the water samples are presented in Table 2.

More studies are needed to be done to better understand the SGD phenomena and its impact on the Puck Bay.

Table 2. Characteristics of concentrations of some chemical compounds from water samples from the Hel Peninsula

Tabela 2. Charakterystyka stężenia niektórych związków chemicznych w próbkach wody z Helu

Chemical compounds	The lowest and highest concentrations
NH_4^+	1.12-19 [$\mu\text{mol/l}$]
NO_3^-	0.12-0.8 [$\mu\text{mol/l}$]
NO_2^-	0.09-0.5 [$\mu\text{mol/l}$]
SiO_2	7.6-43 [$\mu\text{mol/l}$]
PO_4^{3-}	0.01-18.8 [$\mu\text{mol/l}$]
DIC	30-59 [mg C/l]
DOC	3.1-6.2 [mg C/l]

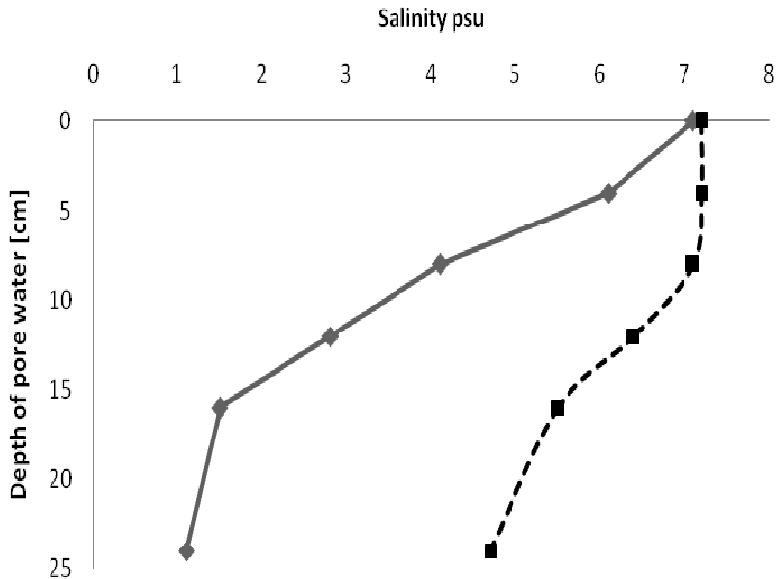


Fig. 6. Salinity profiles from pore water samples, impacted area – continuous line, less-impacted – discontinuous line

Rys. 6. Profile zasolenia w próbek wody porowej, obszar wpływu – linia ciągła, obszar mniejszego wpływu – linia przerywana

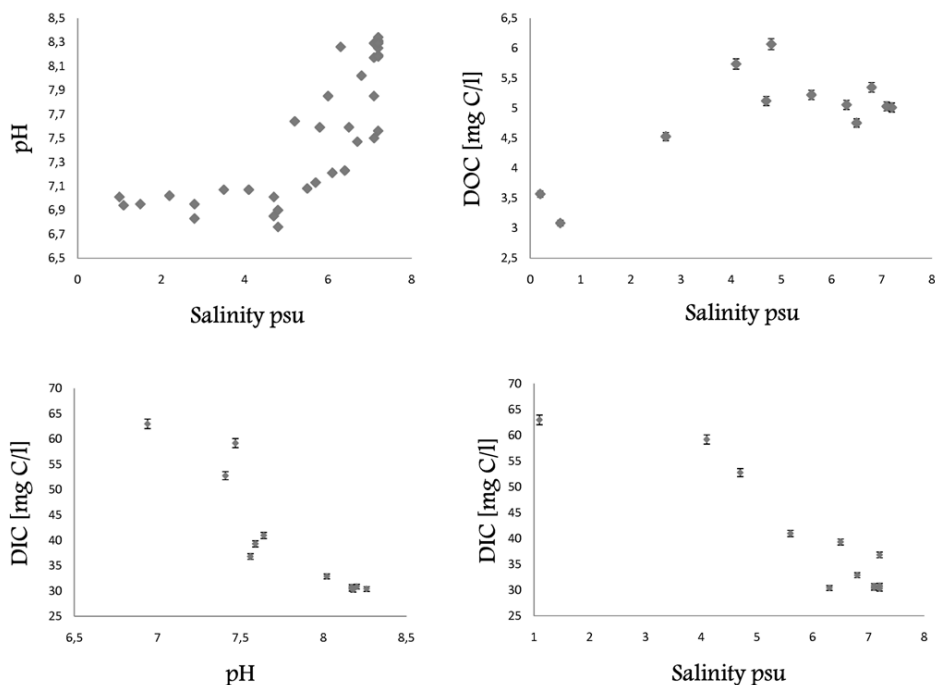


Fig. 7. Relationships between salinity and selected properties of water samples collected at the impacted and non-impacted sites in the Hel Peninsula
Rys. 7. Zależności między zasoleniem i wybranymi własnościami próbek wody pobranych w obszarach wpływu i obszarach bez wpływu na Helu

4. Conclusions

In the Gulf of Gdańsk the areas of Submarine Groundwater Discharge impact were identified. These discharges causes the local decrease in salinity and pH. The wide range of concentrations of nutrients. DIC and DOC were identified. These fluxes of chemical compounds may cause the deterioration of coastal zone of The Puck Bay.

Acknowledgements

The authors wish to thank captain and crew r/v Sir Albrecht Penck and scientists and workers from Marine Station of University of Gdańsk. Oceanography. The study reports on results obtained in the frame of AMBER. a BONUS_B Project.

References

1. **Barwell V.K., Lee D.R.:** *Determination of horizontal-to-vertical hydraulic conductivity ratios from seepage measurements on lake beds.* Water Resour. Re., 17, 565-70, 1981.
2. **Bokuniewicz H.J.:** *Analytical descriptions of subaqueous groundwater seepage.* Estuaries, 15, 458-64, 1992.
3. **Burnett W.C., Taniguchi M., Oberdorfer J.:** *Measurement and significance of the direct discharge of groundwater into the coastal zone.* J. Sea Res., 46, 109-116, 2001.
4. **Burnett W.C., Bokuniewicz H., Huettel M., Moore W.S., Taniguchi M.:** *Groundwater and porewater inputs to the coastal zone.* Biogeochemistry, 66, 3-33, 2003.
5. **Burnett W.C., Aggarwal P.K., Aureli A., Bokuniewicz H., Cable J.E., Charette M.C., Kontar E., Krupa S., Kulkarni K.M., Loveless A., Moore W.S., Oberdorfer J.A., Oliveira J., Ozyurt N., Povinec P., Privitera A.M.G., Ramessur R.T., Scholten J., Stieglitz T., Taniguchi M., Turner J.V.:** *Quantifying submarine groundwater discharge in the coastal zone via multiple methods.* Science of the Total Environment, 367, 498-543, 2006.
6. **Bussmann I., Suess E.:** *Groundwater seepage in Eckernförde Bay (Western Baltic sea): effect on methane and salinity distribution of the water column.* Continental shelf research, 18, 1795-1806, 1998.
7. **Cable J.E., Burnett W.C., Chanton J.P., Weatherly G.L.:** *Estimating groundwater discharge into the northeastern Gulf of Mexico using radon-222.* Earth Planet. Sci. Lett., 144, 591-604, 1996.
8. **Castro M.C.:** *Helium sources in passive margin aquifers – new evidence for a significant mantle ^3He source in aquifers with unexpectedly low in situ $^3\text{He}/^4\text{He}$ production.* Earth Planet. Sci. Lett., 222, 897-913, 2004.
9. **Charette M.A., Buesseler K.O., Andrews J.E.:** *Utility of radium isotopes for evaluating the input and transport of groundwater-derived nitrogen to a Cape Cod estuary.* Limnol. Oceanogr., 46, 2, 465-470, 2001.
10. **Corbett D.R., Chanton J., Burnett W., Dillon K., Rutkowski C., Fourqurean J.:** *Patterns of groundwater discharge into Florida Bay.* Limnol. Oceanogr., 44, 1045-55, 1999.
11. **Corbett D.R., Dillon K., Burnett W.C., Chanton J.:** *Estimating the groundwater contribution into Florida Bay via natural tracers, ^{222}Rn and CH_4 .* Limnol. Oceanogr., 45, 1546-1557, 2000.
12. **Falkowska L.:** *Anomalies in the physical and chemical structure of the Gdańsk Deep caused by groundwater seepage.* Oceanologia, 40, 2, 1-2, 1998.

13. **Falkowska L., Piekarek-Jankowska H.:** *Submarine seepage of fresh groundwater: disturbance in hydrological and chemical structure of the water column in the Gdańsk Basin.* Journal of Marine Science., 56, 153-160, 1999.
14. **Freeze R.A., Cherry J.A.:** *Groundwater.* Englewood Cliffs, NJ, Prentice-Hall Inc., 604, 1979.
15. **Huettel M., Gust G.:** *Solute release mechanisms from confined sediment cores in stirred benthic chambers and flume flows.* Mar Ecol. Prog. Ser., 82, 187-97, 1992.
16. **Israelsen O.W., Reeve R.C.:** *Canal lining experiments in the delta area. Utah.* Utah Agr Exp Sta Tech Bull., 313, 52, 1944.
17. **Kaleris V., Lagas G., Marczynek S., Piotrowski J.A.:** *Modeling submarine groundwater discharge: an example from the western Baltic Sea.* Journal of Hydrology, 265, 76-99, 2002.
18. **Korzeniowski K.:** *Zatoka Pucka.* praca zbiorowa, Instytut Oceanologii Uniwersytetu Gdańskiego, 2003.
19. **Krest J.M., Moore W.S., Rama:** *226Ra and 228Ra in the mixing zone of the Mississippi and Atchafalaya Rivers: indicators of groundwater input.* Mar. Chem., 64, 129-152, 1999.
20. **Krest J.M., Moore W.S. Gardner L.R.:** *Marsh nutrient export supplied by groundwater discharge: evidence from radium measurements.* Glob Biogeochem. Cycles., 14, 167-76, 2000.
21. **Kryza J., Kryza H.:** *The analytic and model estimation of the direct groundwater flow to Baltic Sea on the territory of Poland.* Geologos, 10, 2006.
22. **Lapointe B., O'Connell J.D., Garrett G.S.:** *Nutrient coupling between on-site sewage disposal systems, groundwaters, and nearshore surface waters of the Florida Keys.* Biogeochemistry, 10, 289-307, 1990.
23. **Lee D.R.:** *A device for measuring seepage flux in lakes and estuaries.* Limnol Oceanogr., 22, 140-7, 1977.
24. **Moore W.S., Arnold R.:** *Measurement of 223Ra and 224Ra in coastal waters using a delayed coincidence counter.* J. Geophys. Res., 101, 1321-9, 1996.
25. **McBride M.S., Pfannkuch H.O.:** *The distribution of seepage within lakebeds.* J. Res. US. Geol Surv., 3, 505-12, 1975.
26. **McCoy C.A., Corbett D.R., Cable J.E., Spruill R.K.:** *Hydrogeological characterization and quantification of submarine groundwater discharge in the southeast Coastal Plain of North Carolina.* J. Hydrol., 339, 159-171, 2007.
27. **McCoy C.A., Corbett D.R., McKee B.A., Top Z.:** *An evaluation of submarine groundwater discharge along the continental shelf of Louisiana using a multiple tracer approach.* J. Geophys. Res., 112, C3, C0301, 2007.
28. **Mulligan A.E., Charette M.A.:** *Groundwater Flow to the Coastal Ocean.* Encyclopedia Ocean Sciences., 3842-3851, 2009.

29. **Paulsen R.J., Smith C.F., O'Rourke D., Wong T.:** *Development and evaluation of an ultrasonic ground water seepage meter.* Ground Water, 39, 904-11, 2001.
30. **Peltonen K.:** *Direct groundwater flow to the Baltic Sea.* Nordic council of Ministers, Temanord., Copenhagen, 78, 2002.
31. **Piekarek-Jankowska H.:** *Zatoka Pucka jako obszar drenażu wód podziemnych.* Wyd. Uniwersytetu Gdańskiego. Gdańsk, 1994.
32. **Piekarek-Jankowska H., Matciak M., Nowacki J.:** *Salinity variations as an effect of groundwater seepage through the seabed (Puck Bay. Poland).* Oceanologia, 36,1, 33-46, 1994.
33. **Piekarek-Jankowska H.:** *Hydrochemical effects of submarine groundwater discharge to the Puck Bay.* Geographia Polonica, 67, 103-119, 1996.
34. **Piekarek-Jankowska H.:** *Przejawy podmorskiego drenażu wód podziemnych w Zatoce Gdańskiej.* Współczesne problemy hydrogeologii, T. XI., 1, 153-163, 2003.
35. **Pietrucień Cz.:** *Regionalne zróżnicowanie warunków dynamicznych i hydrodynamicznych wód podziemnych w stresie brzegowej południowego i wschodniego Bałtyku.* Toruń, 1983.
36. **Schlüter M., Sauter E.J., Andersen C.A., Dahlgard H., Dando P.R.:** *Spatial distribution and budget for submarine groundwater discharge in Eckernförde Bay (Western Baltic Sea).* Limnol. Oceanogr., 49, 157-167, 2004.
37. **Sadurski A.:** *Górno kredowy system wód podziemnych Pomorza Wschodniego.* Zest. Nauk. AGH 46, Kraków, 140, 1989.
38. **Shinn E.A., Reich C.D., Hickey T.D.:** *Seepage meters and Bernoulli's Revenge.* Estuaries, 25, 126-132, 2002.
39. **Sholkovitz E.R., Herbold C., Charette M.A.:** *An automated dye-dilution based seepage meter for the time-series measurement of submarine groundwater discharge.* Limnol. Oceanogr. Methods, 1, 17-29, 2003.
40. **Taniguchi M., Fukuo Y.:** *Continuous measurements of ground-water seepage using an automatic seepage meter.* Ground Water, 31, 675-9, 1993.
41. **Taniguchi M.:** *Change in groundwater seepage rate into Lake Biwa.* Japan. J. Limnol., 56, 261-7, 1995.
42. **Taniguchi M., Iwakawa H.:** *Measurements of submarine groundwater discharge rates by a continuous heat-type automated seepage meter in Osaka Bay.* Japan. J. Groundw, Hydrol., 43, 271-7, 2001.
43. **Taniguchi M.:** *Tidal effects on submarine groundwater discharge into the ocean.* Geophys. Res. Lett., 29, 2002.
44. **Taniguchi M., Burnett W.C., Smith C.F., Paulsen R.J., O'Rourke D., Krupa S.L., Christoff J.L.:** *Spatial and temporal distributions of submarine groundwater discharge rates obtained from various types of seepage meters at a site in the Northeast Gulf of Mexico.* Biogeochemistry, 66, 1-2, 35-53, 2003.

45. **Valiela I., Foreman K., La Montagne M., Hersh D., Costa J., Peckol P., et al.:** *Couplings of watersheds and coastal waters: sources and consequences of nutrient enrichment in Waquoit Bay.* Massachusetts Estuaries, 15, 443-57, 1992.
46. **Valiela I., Bowen J.L., Kroeger K.D.:** *Assessment of models for estimation of land-derived nitrogen loads to shallow estuaries.* Appl. Geochem., 17, 935-53, 2002.
47. **Viventsova E.A., Voronov A.N.:** *Groundwater discharge to the Gulf of Finland (Baltic Sea): ecological aspects.* Environmental Ecology, 45, 221-225, 2003.
48. **Vogler S., Szymczycha B., Gentz T., Dellwig O., Kotwicki L., Schlüter M., Böttcher M.E.:** *The impact of submarine ground water discharge on a coastal ecosystem of the southern Baltic Sea.* Conference Abstract. Results from the BONUS⁺ project AMBER. BONUS Annual Conference, 2010.
49. **Zekster I.S.:** *Groundwater discharge into the Baltic Sea and methods of estimating.* Nord. Hydrol., 20, 2, 105-118, 1973.

Podwodny dopływ podziemny do Morza Bałtyckiego

Streszczenie

Dopływ wód podziemnych do środowiska morskiego jest obecnie postrzegany jako istotny szlak wymiany masy pomiędzy lądem i oceanem. Cechuje go znacząca przestrzenna i czasowa zmienność, w porównaniu do spływu rzecznego, co utrudnia jakościową i ilościową charakterystykę dopływających substancji. Dopływająca woda podziemna i zawarte w niej substancje (związki organiczne, substancje biogeniczne czy metale) wpływają w szczególności na przemiany geochemiczne w wodach przybrzeżnych. Badania dotyczące dopływu wód podziemnych do środowiska morskiego są prowadzone na świecie, w tym na Morzu Bałtyckim od wielu lat.

Podjęto też badania dotyczące dopływu wody podziemnej – wody wysiękowej do Zatoki Gdańskiej. Próbkę wody są pobierane za pomocą batometrów, kolektorów wody wysiękowej i piezometrów, a następnie analizowane. Ustalono że, wody wysiękowe zawierają substancje biogeniczne, rozpuszczony węgiel nieorganiczny oraz metale śladowe w szerokich zakresach stężeń. Otrzymane wyniki stężeń badanych komponentów wody korelują z zasoleniem i pH.

Dalsze badanie zjawiska dopływu wód wysiękowych i ich charakterystyki jest niezbędne dla lepszego zrozumienia zasad funkcjonowania ekosystemów morskich oraz określenia niebezpieczeństw zagrażającym im, związanych z dopływem dużych ilości substancji toksycznych.



Harnessing Waste Fine Aggregate for Sustainable Production of Concrete Precast Elements

*Jacek Katzer, Janusz Kobaka
Koszalin University of Technology*

1. Introduction

Cement composites (concrete, mortar, plaster, slurry) are most commonly applied construction materials in the world. Focusing to the environmental pollution problem we are bearing in mind the necessity of a balanced engineering process while applying cement composites. A lot of attention is drawn to the production of cement characterized by large energy consumption (about 4GJ per ton) and a significant carbon dioxide footprint (about 1 tonne of CO₂ emissions per tonne of cement). The worldwide production of cement accounts for almost 7% of total world CO₂ emissions [10]. However, it is very often forgotten that the main component of cement composite is aggregate which covers from 60% to 80% of cement composite volume. Global annual production of concrete, mortar and other cement based composites consumes 20 billion tonne of different aggregate. It means that about 3 tonne of aggregate is used per person per year, which considerably influences natural environment, especially in developing countries.

The production of ordinary concrete usually consumes coarse aggregate (e.g. gravel) and fine aggregate (e.g. sand) in weight proportion

approximately equal to 3:1 [13]. If the weight proportion of naturally occurring coarse aggregate and fine aggregate in a specific geographical region were close to 3:1, then the aggregate acquisition for the production of cement composites would be entirely balanced and would be carried out without any aggregate waste. Unfortunately, in majority of cases, natural resources of coarse and fine aggregates can be found in very different weight proportions. For instance in New Zealand there is excess of coarse aggregate and significant deficiency of fine aggregate, while in the Pacific Islands and on the southern coast of the Baltic Sea (East Germany, Poland, Lithuania, Latvia) there is a considerable excess of fine aggregate and deficiency of coarse aggregate [6]. Such natural conditions cause inefficient and unbalanced use of existing resources of mineral aggregate. Coarse aggregate in some cases is obtained from all-in-aggregate by a hydroclassification process which consumes large quantities of water and energy, leaving waste heaps of rinsed sand. From the other hand producers of concrete are often forced to organize a long distance transport of aggregate of specific grading, which is obviously associated with a significant contribution to carbon dioxide emission. Central Pomerania region in northern Poland constitutes a good example of natural disproportion in the occurrence of aggregate with many problems connected with this issue.

Today fine aggregates find more and more applications in the production of diverse kinds of cement composites such as fibre reinforced cement composites, ferrocement and precast elements with dense reinforcement. This issue was widely described and discussed by many researchers e.g. [3, 9, 12]. Sometimes fine sand is utilized as an addition to cement production: CEM IIA-PP 42.5 – up 20%, and CEM IIB-PP 32.5 – up to 35% (Aprobata Techniczna ITB: AT-15-7955/2009).

2. Natural and waste aggregates in Pomerania region

Natural aggregates in Central Pomerania are of glacial origin and they occur in a form of sands and all-in-aggregates. In the region there are 38 documented and described pit deposits [4, 5]. The main mineral component of Central Pomerania aggregate is quartz and crystalline rock, dominated by granite. Figure 1 presents a microscope photograph of Pomeranian sand where white grains are quartz and black grains are

granite. The majority of grains have an ellipsoidal shape. The rest of grains have a spherical or flaky shape. As far as smoothness of the grain surface is concerned fine aggregate is composed of angular and partially subrounded grains. In order to generate a statistical model [11, 14] characterizing pit deposits, the whole grain-size distribution was divided into 3 fraction groups: from 0 to 0.5 mm, 0.5 to 2.0 mm and 2.0 to 4.0 mm (fractions reaching over 4.0 mm - 3% by weight of all aggregate, were omitted) which were assigned to the appropriate coordinate axis. Characteristics of all deposits were drawn on the three coordinates system x_1 , x_2 , x_3 which relate to the percentage share of specific fractions in a grain-size distribution of aggregate. Grading parameters of aggregate deposits in Central Pomerania, in the three coordinates system of fraction groups are shown in Figure 2. The existing raw material base of fine aggregate in Central Pomerania is characterized by a high value of changeability factor V_R understood as a standard deviation quotient of the percentage contents of fractions to a mean percentage contents in the fraction groups. These factors equal respectively: $V_R=50\%$ for the fraction group x_1 , $V_R=37\%$ for the fraction group x_2 , $V_R=70\%$ for the fraction group x_3 .

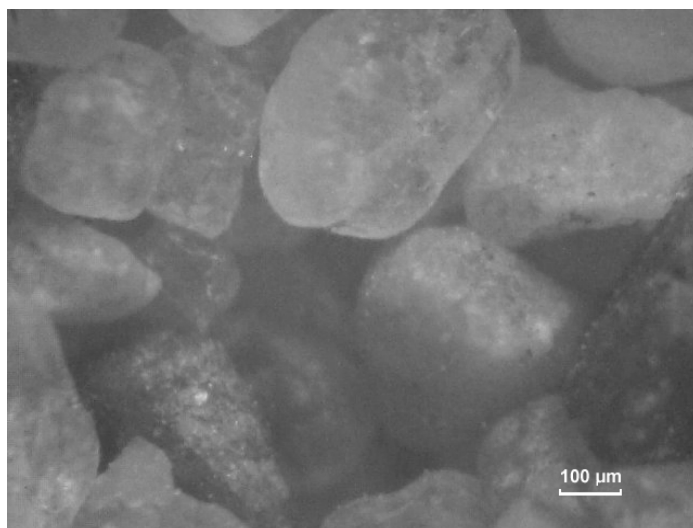


Fig. 1. Microscopic picture of Pomeranian fine aggregate

Rys. 1. Zdjęcie mikroskopowe pomorskiego kruszywa drobnego

Median grain parameter d_m was chosen for the detailed description of aggregate grading. The authors resign from grading description with the use of grading indexes (e.g. Hummle or Abrams indexes), which do not have a significant physical interpretation. Two types of aggregate described by an identical value of grading index may vary significantly as far as water demand is concerned, while composing a concrete mix characterised by the same workability. Therefore it was essential to quantify the fine aggregate grading in a more objective manner.

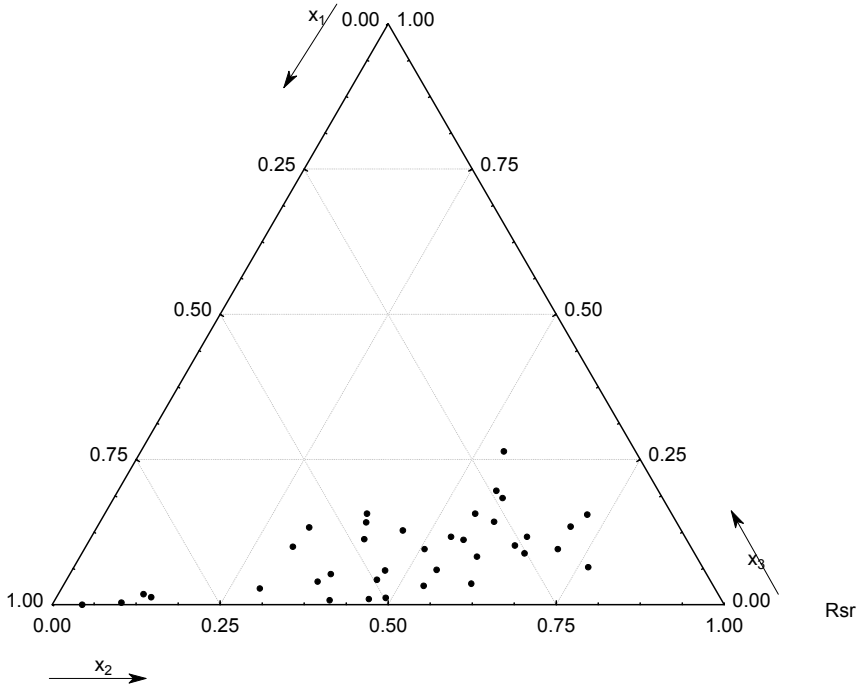


Fig. 2. Grading parameters of 38 aggregate deposits in Central Pomerania
Rys. 2. Uziarnienie 38 złóż kruszywu na Pomorzu Środkowym

Statistical parameter median, is described as the number separating the higher half of a sample (taken from a population), from the lower half, so median grain would be a diameter of hypothetical sieve through which half by weight of the sample passes. Median grain d_m was identified and described with a diameter expressed in millimetres. It divides a sample of aggregate in such a way that half of grains are characterized by

higher or equal (to median grain) value of diameter and the other half of grains are characterized by the lower or equal (to median grain) value of diameter. The value of “median grain” is also the central point which minimizes the average of the absolute deviations, as it is in case of the mean. The above fact has a great importance while analyzing fine aggregate grading which is very often contaminated by fine material and gravel particles. Delineated values of d_m for all analyzed pit deposits were presented in a form of a frame chart presented in Figure 3.

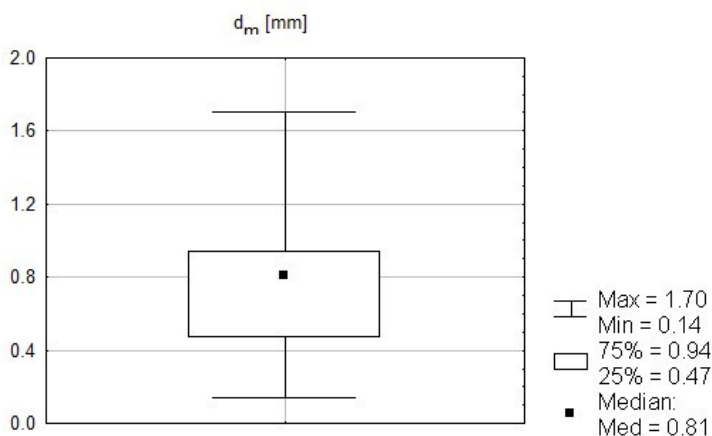


Fig. 3. Frame chart of median grain

Rys. 3. Wykres ramkowy ziarna mediana

In Figure 4 the described aggregates were presented with the help of three different fineness moduli: P_{pp} (fume-sand modulus – the content of fractions up to 0.5 mm), PP (sand modulus - the content of fractions up to 2.0 mm) and P_z (gravel modulus - the content of fractions above 2.0 mm), in relation to median grain diameter. These relations are very important because of the fact, that the moduli P_{pp} , PP and P_z , are used for concrete mix design. Together with the increase of the median grain size value from 0.1 mm to 1.7 mm the amount of fine fractions decrease and the amount of gravel fractions increase. All three relations are very clear and were described by polynomial (cubic) equations (1), (2) and (3).

$$P_{pp} = 130,523 - 224,175 \cdot d_m + 153,161 \cdot d_m^2 - 36,291 \cdot d_m^3 \quad (1)$$

$$PP = 108,149 - 39,929 \cdot d_m + 4,156 \cdot d_m^2 + 1,407 \cdot d_m^3 \quad (2)$$

$$P_z = -8,149 + 39,929 \cdot d_m - 4,156 \cdot d_m^2 - 1,407 \cdot d_m^3 \quad (3)$$

where:

d_m – median grain size,

PP – sand modulus,

P_{pp} – fume-sand modulus,

P_z – gravel modulus.

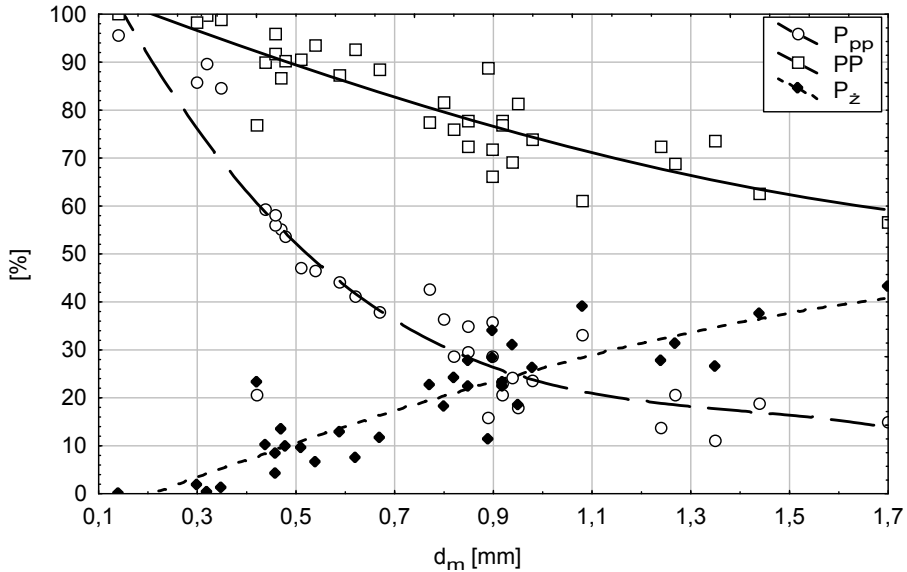


Fig. 4. Fume-sand modulus P_{pp} , sand modulus PP and gravel modulus P_z , in relation to median grain

Rys. 4. Punkt pyłowo-piaskowy P_{pp} , punkt piaskowy PP i punkt żwirowy P_z , w zależności od ziarna mediana

3. Production of concrete based on waste fine aggregate

Production of ordinary concrete based on locally available fine aggregate is hindered. High transport costs of coarse aggregate from distant pit deposits (often over 200 km) to the precast elements production facility force producers to use the process of hydroclassification of natural all-in-aggregate in order to receive coarse aggregate. Approximately half of documented deposits of aggregate in the Pomerania region is constituted by deposits hydroclassified during the exploitation. During the

process of hydroclassification, all-in-aggregate is divided into coarse aggregate and fine aggregate. Waste fine aggregate (WFA) is a by-product of hydroclassification process. Natural all-in-aggregate constitutes from 70% to 90% (by weight) of sand. Because of a huge deficit of coarse aggregate in the region, coarse aggregate obtained during hydroclassification of all-in-aggregate is constantly being sold and always on demand. Fine aggregate received during the hydroclassification process, due to excessive amount of natural sand in the region, is called WFA. This WFA is stored on continuously growing wasteheaps close to the aggregate pits. Figure 5 shows the wasteheaps of WFA near the aggregate pit in Sepolno Wielkie located near the city of Bialy Bor in the Central Pomerania region.



Fig. 5. Wasteheap of hydrograined fine aggregate in Sepolno Wielkie

Rys. 5. Hałda kruszywa drobnego po hydroklasyfikacji w Sępólnie Wielkim

From the technological point of view there are three kinds of aggregate available in the Pomerania region for production of cement composites: natural fine aggregate, WFA and all-in-aggregate. As it is shown in Figure 6, in comparison to natural fine aggregate, WFA is characterized by considerably higher grain-size distribution and a smaller amount of stone dust. WFA is also characterized by higher content of minerals

like granite or basalt and crystalline rocks than the natural sand obtained from the same aggregate pit, which is a significant advantage, when taking into account mix designing, mechanical properties and durability of cement composites based on it. Apart from that, WFA has lower factors of grading changeability and a higher content of crystal rocks than all-in-aggregate out of which it was sifted. WFA sifted during the process of hydroclassification is washed and as a result deprived of clay and other fine material. This fact is of great importance because specific surface of aggregate is strongly related to the amount of a very fine particles present in it. WFA is also free from other deleterious substances such as salt contamination, organic impurities and unsound particles, usually present in natural aggregate.

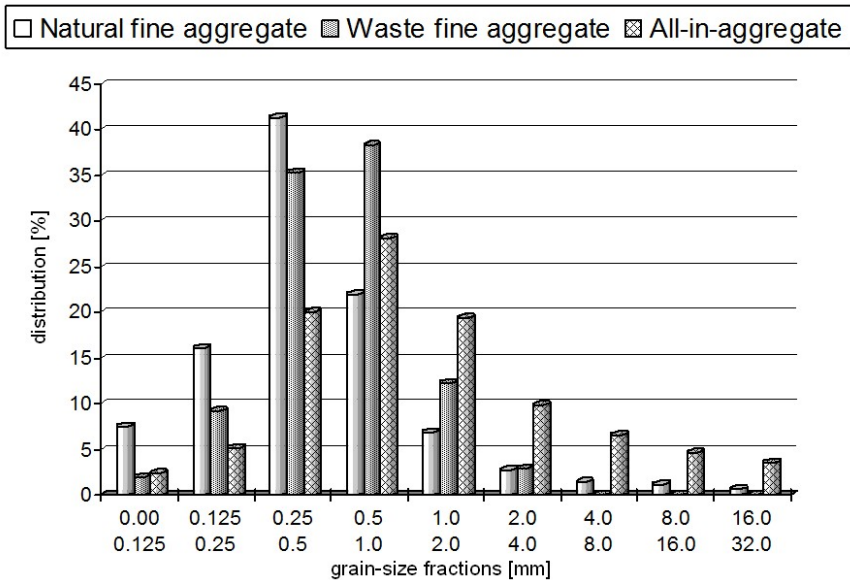


Fig. 6. Grading of aggregates in Central Pomerania

Rys. 6. Uziarnienie kruszyw na Pomorzu Środkowym

In order to stop inefficient use of locally available mineral aggregate and to start recycling WFA for the last 30 years in Central Pomerania there have been conducted several research programmes. These research programmes were concentrated on designing, production technology and mechanical properties (including durability) of cement compos-

ites based only on the WFA. These research programmes concerned cement composites produced in the same way as ordinary concrete without any admixtures or additives. It has been established that a cement composite based on WFA is characterized (in comparison to ordinary concrete) by relatively higher shrinkage, cavity, porosity and absorption, low resistance to local mechanical damage, abrasion and acid attack. It is also less frost resistant and characterized by higher water permeability [1, 7].

The grading characteristics of aggregate directly influences parameters of the cement composite based on it. Using fine aggregate as a main aggregate of cement composite affects its behaviour. Large surface area of fine aggregate determines high water demand of all the solids. More water is needed (comparing to ordinary concrete) to maintain the same workability of the fresh concrete mix which was stated by Brzezicki [1] and Hudson [2]. Despite these limitations, for the last 30 years there have been numerous attempts to produce different precast elements (including large scale elements) from cement composites based on WFA. Numerous civil engineering applications of waste fine aggregate cement composites have proved that meticulously made fine aggregate cement composite is characterized by satisfactory strength and durability in order to be applied in civil engineering as a standard construction material [7].

4. Precast elements production

Attempts to produce precast units based on WFA covered a wide range of elements, starting from small size pavement elements, through full size wall units, floor slabs and finishing with sewage pipes. From the technological point of view the most interesting were the attempts to produce prefabricated wall and floor elements destined for erecting blocks of flats (up to eleven floors high). The assortment of precast elements produced on the basis of waste fine aggregate cement composites in Pomerania region in different sites and time is presented in Figure 7. There are presented full size wall elements (ZWO 8pp; ZWO 10 pw; Wk70 W2.0; Wk70 W 7.0; PS IV; PS IVa), floor slabs (Wk70 S6.3.0; II600.150.24), and roof slabs (PDP 600.150; DKZ 300).

To cast the precast elements described above non-modified (no admixtures and no additives added) concrete mixes were used. The con-

tents of used mixes were as follows: cement 32.5 from 370 to 470 kg/m³, WFA from 1620 to 1790 kg/m³ and water from 200 to 210 kg/m³. Although there was no superplasticizer added, mixes were characterized by workability ranging from 17 to 24 seconds (tested according to the Vebe procedure). Density of hardened cement composite was ranging from 2160 to 2296 kg/m³, and compressive strength was ranging from 19.6 to 30.9 MPa. The waste fine aggregate cement composites were fabricated in concrete plants which on a daily basis produce precast elements based on ordinary concrete (based on both coarse and fine aggregate). All production processes like mixing, handling, casting, compacting, thermal processing and natural curing, of waste fine aggregate cement composites were conducted employing the same machinery and according to the same procedures that were applied while producing ordinary concrete. The fabricated waste fine aggregate cement composites were characterized by mechanical properties comparable with properties of ordinary concrete. However, in some cases it was associated with 10% increase in the use of cement. Due to the difficulties with the thorough distribution of cement in the mix it was essential to prolong the cycle of mixing from 30% to 50% (depending on the workability of the mix) in comparison to the mixing cycle of ordinary concrete. The best results of mixing were obtained when using pan mixers.

During the production of the waste fine aggregate cement composite mix characterized by workability equal to $t_{\text{Vebe}} > 7$ [s] (tested according to the Vebe procedure) there were difficulties with unloading the mixer and loading appropriate means of transport. Further on, the existing rocking and shaking during transport on the way to the casting destination causes tight clinging of fresh mix to the walls of transport container, which in turn makes it considerably more difficult and slower to unload. Filling up the moulds with fresh waste fine aggregate cement composite mix is smooth although it takes a little more time than in case of ordinary concrete. The vibration of the mix with the help of standard vibrators, give a satisfactory degree of compaction. It can be observed that standard vibrators are less efficient and the range of their influence on the mix is smaller than in case of ordinary concrete. Finishing of the upper surface of the fresh waste fine aggregate cement composite elements is less labour intensive and is more precise than in case of ordinary concrete. During thermal processing the increase of strength of the de-

scribed fine aggregate composites is slower than the increase of strength gained during processing of ordinary concrete. Reaching the expected strength needed to start un moulding, requires prolonging the time of thermal processing in comparison to thermal processing of ordinary concrete.

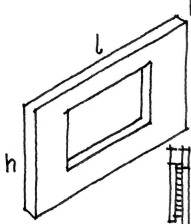
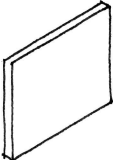
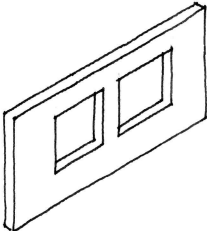
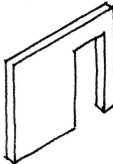

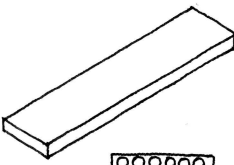
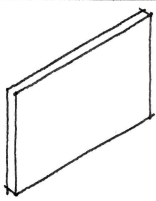
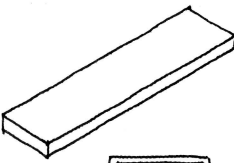
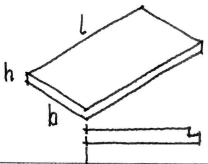
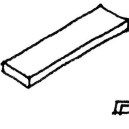
	b	200		b	150
	L	4800		L	2990
	h	2915		h	2550
		ZW08pp			PSIV
	b	200		b	150
	L	5925		L	2990
	h	2915		h	2550
		ZW010pw			PSIVa
	b	150		b	1400
	L	1100		L	5960
	h	2650		h	240
		Wk70 W2.0			II600.150.24
	b	150		b	1490
	L	4100		L	5990
	h	2650		h	300
		Wk70 W7.0			PDP 600.150
	b	1790		b	590
	L	3150		L	2950
	h	160		h	100
		Wk70 S6.3.0			DKZ 300

Fig. 7. The assortment of precast elements produced on the basis of WFA in Pomerania region

Rys.7. Asortyment prefabrykatów betonowych produkowanych na Pomorzu na bazie kruszywa drobnoziarnistego kruszywa odpadowego

5. Conclusions

The above experiences gained during the trial production of pre-cast waste fine aggregate cement composite elements. The experiences enable to state that it is possible to produce concrete elements in a balanced way. Taking advantage of local fine aggregate allows for almost no waste production of concrete. Another great benefit of WFA appliance is resigning from costly transport of coarse aggregate not available in the region. Modern additives and admixtures permit the use of WFA in composites on a larger scale than in earlier decades.

References

1. **Brzezicki J.M.:** *Influence of aggregate grain shape on mechanical properties of concrete*. PhD thesis. Institute of Fundamental Technological Research, Polish Academy of Sciences, Warsaw, Poland, 1997.
2. **Hudson B.:** *Impact of manufactured sand in concrete*. Quarry 98/6(12), 31-34, 1998.
3. **Johnston C.D.:** *Fibre-reinforced Cements and Composites*. Gordon and Breach Science Publishers, Amsterdam, The Netherlands, 2001.
4. **Katzer J.:** *Employment of waste sand to compose fibre reinforced cement composites*. Proceedings, Sustainable Construction Materials and Technologies, 11-13 June, 2007, Coventry, UK, 2007.
5. **Katzer J.:** *Beschreibung der granulometrischen Eigenschaften der Zuschlagstoffe Mittelpommerns mithilfe des Median-Korns*. BetonWerk International, 06/2003, 64-69, 2003.
6. **Katzer J., Kobaka J.:** *The assessment of fine aggregate pit deposits for concrete production*. Kuwait Journal of Science and Engineering, Vol. 33, Issue 2/2006, 165-174, 2006.
7. **Katzer J., Kobaka J.:** *Influence of moisture condition and time of curing on fine aggregate concrete features*. Proceedings, Transcom 2005 6-th European Conference of Young Research and Science Workers in Transportation and Telecommunications, 27-29 June, Zilina, Slovakia: 61-64, 2005.
8. **Kronlöf A.:** *Effect of very fine aggregate on concrete strength*. Materials and Structures, 27, 15-25, 1994.
9. **Maidl B.R.:** *Steel fiber reinforced concrete*. Ernst & Sohn, Berlin, Germany, 1995.
10. **Malhotra V.M.:** *Making Concrete "Greener" with Fly Ash*. ACI Concrete International, Vol. 21, No. 5, 61-66, 1999.

11. **Mann H.B.:** *Analysis and design of experiments*. Dover Publications, New York, NY, USA, 1950.
12. **Nawy E.G.:** *Fundamentals of high strength high performance concrete*. Longman, Harlow, Essex, England, 1996.
13. **Neville A.M.:** *Properties of Concrete*. Longman, Harlow, Essex, England, 1995.
14. **Schenck H.:** *Theories of engineering experimentation*. Hemisphere Publishing Corporation, Washington, DC, USA, 1979.

Wykorzystanie drobnoziarnistego kruszywa odpadowego do zrównoważonej produkcji prefabrykatów betonowych

Streszczenie

Niniejszy artykuł dotyczy kompozytów cementowych wykonanych na bazie kruszyw odpadowych uzyskanych w trakcie procesu hydroklasyfikacji pospółki na Pomorzu Środkowym w północnej Polsce.

Na świecie mamy do czynienia z licznymi regionami o małych zasobach naturalnych kruszyw grubych, które są podstawowym surowcem służącym do produkcji betonu zwykłego. W tych regionach zamiast kruszyw grubych występują często duże złoża kruszyw drobnych takich jak piasek i pospółka.

Kruszywa drobne mogą być stosowane do produkcji betonu zwykłego o przeciętnych cechach mechanicznych. Produkcja betonu w oparciu o lokalnie dostępne kruszywa drobne jest tania, co zachęca do produkcji takich betonów, zamiast betonów wykonanych w oparciu o kruszywa grube transportowane z odległych kopalń.



Characteristics of Emissions from Municipal Waste Landfills

Ewelina Staszewska, Małgorzata Pawłowska
Lublin University of Technology

1. Introduction

Waste disposed at a landfill is a mixture of organic and inorganic waste with varying humidity and much heterogeneity. Approx. 75% of municipal waste is biodegradable organic material. Substances in waste have different decomposition rates. Food waste is most readily degraded. Garden waste forms a group with medium half-life (5 years). Paper, cardboard, wood and textile waste decomposes slowly (half-life of 15 years), while plastics and rubber are not degraded at all [12].

A number of factors affect the quantity of gases formed at landfills and their composition, such as waste type and age, quantity and type of organic components, waste humidity and temperature. Landfill gases form in microbiological processes, as a result of evaporation or in chemical reactions [7].

The main components of landfill gases are methane and carbon dioxide. Methane makes up approx. 45%-60% v/v, while carbon dioxide 40%-60% v/v. Landfill gases also contain small amounts of nitrogen, oxygen, ammonia, sulphides, hydrogen, carbon monoxide and less than one per cent of non-methane organic components (NMOC), also called non-methane hydrocarbons (NMHCs) (Table 1). Some of them have strong, pungent odour, such as hydrogen sulphide. Non-methane organic

components (NMOC), such as volatile organic compounds (VOC) and hazardous air pollutants (HAP), may react under the influence of sunlight and form smog. More than 200 non-methane organic components have been identified [1, 7, 16]. Among the landfill gases, carcinogenic substances, such as benzene chloride and vinyl chloride, may be harmful to the life of the staff and residents of neighbouring areas, while chlorofluorocarbons (CFCs) or hydrochlorofluorocarbons (HCFCs) contribute to ozone layer depletion and climate change [13, 14, 16].

Table 1. Composition of gases released from waste landfills [6, 17, 18]

Tabela 1. Skład gazów uwolnionych ze składowisk odpadów [6, 17, 18]

Main components found in landfill gas			
Component	Typical value (% by volume)	Component	Typical value (% by volume)
Methane	45-60	NMOCs	0,01-0,6
Carbon dioxide	40-60	(non-methane organic compounds)	
Nitrogen	2-5		
Oxygen	0,1-1	Sulphides	0-1
Ammonia	0,1-1	Hydrogen	0-0,2
Trace components found in landfill gas			
Component	Concentration range (mg/m ³)	Component	Concentration range (mg/m ³)
Alkanes:		Alkenes:	
Propane	< 0.1-1.0	Butadiene	< 0.1-20
Butanes	< 0.1-90	Butenes	< 0.1-90
Pentanes	1.8-105	Pentadienes	< 0.1-0.4
Cycloalkanes:		Cycloalkenes:	
Cyclopentane	< 0.2-6.7	Limonene	2.1-240
Cyclohexane	< 0.5-103	Other terpenes	14.3-311
Methylcyclopentane	< 0.1-79	Methene	<0.1-29
Halogenated compounds:		Aromatic Hydrocarbons:	
Chloromethane	< 0.1-1	Benzene	0.4-114
Chlorofluoromethane	< 0.1-10	Styrene	< 0.1-7
Dichloromethane	< 0.1-190	Xylenes	34-470
Chloroform	< 0.1-0.8		
Chlorobenzene	< 0.1-2.1		
Esters:		Organosulphur compounds:	
Ethyl acetate	< 0.1-64	Carbonyl sulphide	< 0.1-1
Methyl butanoate	< 0.1-15	Carbon disulphide	< 0.1-2
Ethyl propionate	< 0.1-136	Methanethiol	< 0.1-87

Table 1. cont.

Tabela 1. cd.

Alcohols:		Ethers:	
Methanol	< 0.1-210	Dimethylether	0.02-<2
Ethanol	< 0.1->810	Methylethylether	<0.1-<2
Butan-1-ol	< 0.1-> 19	Diethylether	0.1-12
Other compounds:			
Acetone	< 0.1-3.4		
Tetrahydrofuran	< 0.1- <2		
Camphor	< 0.1-13		

2. Mechanism of biogas formation

Anaerobic fermentation is widespread in nature and it occurs for example in peat bogs, on sea bottom, in manure and at landfills. Organic matter is converted into biogas. Furthermore, certain quantities of fermented biomass form and heat is emitted. The biogas formation process, shown in Figure 1, involves hydrolysis, acidogenesis, acetogenesis and methanogenesis stages.

2.1. Hydrolysis stage

This stage involves the decomposition of insoluble organic compounds (carbohydrates, proteins, fats). Proteins are hydrolysed to amino acids, polysaccharides (including cellulose) to simple sugars and fats to polyhydroxy alcohols and fatty acids. The quantity of hardly degradable polymers, such as cellulose, lignins, non-degradable fats, proteins and carbohydrates, is considered the hydrolysis rate limiting step. In the anaerobic fermentation of solid waste as little as 50% of organic substances are decomposed. The rest of complex organic substances are not biodegraded due to the lack of specific depolymerisation enzymes resulting from the absence of specific organisms which secrete various extracellular enzymes [3, 11].

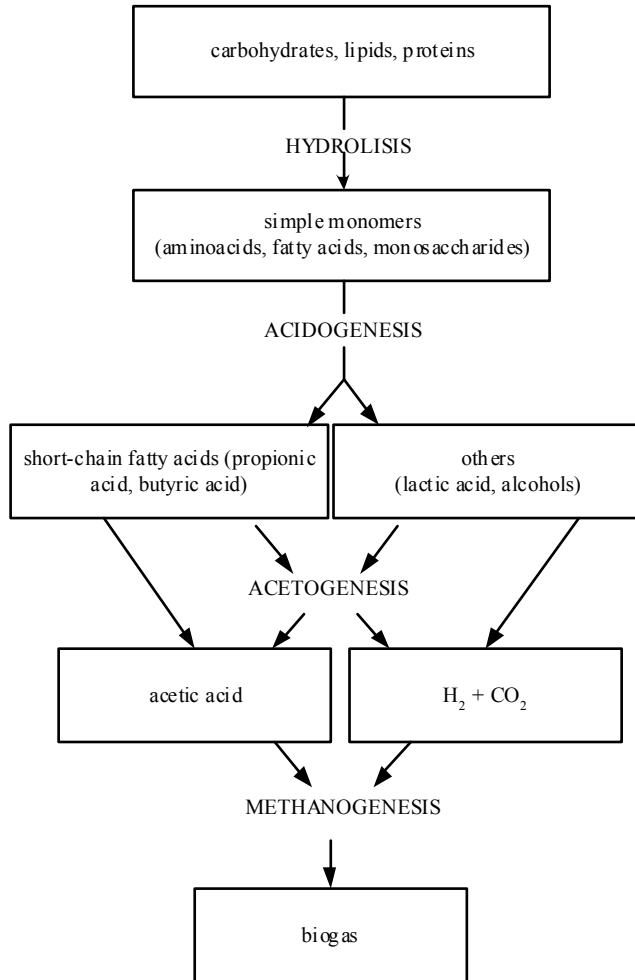


Fig. 1. Biogas formation process [9]

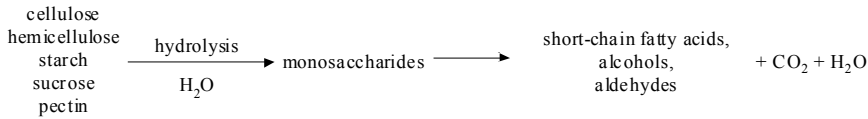
Rys. 1. Proces powstawania biogazu [9]

2.2. Acidogenic stage (acidogenesis)

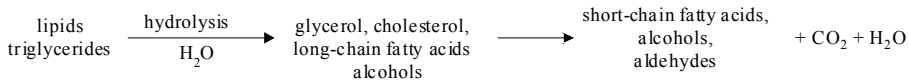
In this stage, facultative acidogenic bacteria convert chemical substances dissolved in water, including hydrolysis products, to short-chained organic acids (C_1 - C_6) (formic, acetic, propionic, butyric, valeric), alcohols (methanol, ethanol), aldehydes, carbon dioxide and hydrogen. Acidogenic bacteria include for example: *Clostridium*, *Bacteroides*, *Ruminococcus*, *Butyrivibrio*, *Escherichia coli*, *Bacillus*, *Bifidobacterium*.

Bacteria involved in acidic fermentation are obligate or facultative anaerobes. Considering the classification of substrates with respect to their structure, the degradation of respective groups of compounds can be shown as on Figure 2.

* carbohydrates



* lipids



* proteins

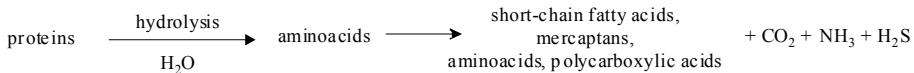
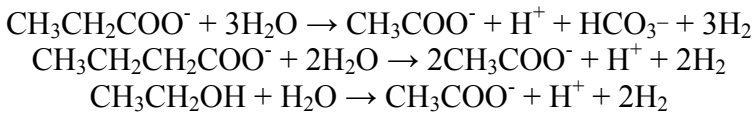


Fig. 2. Degradation of main organic compounds [10]

Rys. 2. Degradacji głównych związków organicznych [10]

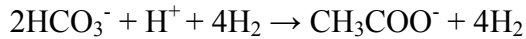
2.3. Acetogenic stage (acetogenesis)

In this stage, ethanol and volatile fatty acids (C₃-C₆) are converted by acetogenic bacteria to CO₂ and H₂. For example, the decomposition of propionic, butyric acids and ethanol to acetic acid may involve the following reactions:



The reactions occur only if hydrogen is removed from the system and its partial pressure is maintained at a low level. Therefore, acetogenesis occurs only with the syntrophy of acetogenic with hydrogen-consuming methanogenic organisms (syntrophy is the symbiosis of organisms, of which one generates and the other consumes hydrogen).

Hydrogen may be used in the formation of acetic acid from carbon dioxide and hydrogen:

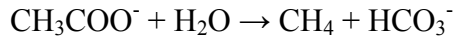


or at the methanogenesis stage. Acetogenesis determines biogas formation efficiency. Reactions of higher organic acids at this stage contribute to approx. 25% of acetate and 11% of hydrogen quantities generated during waste fermentation. The following genera of acetogenic bacteria are most widespread: *Syntrophobacter*, *Syntrophomona* [9, 11].

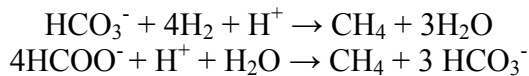
2.4. Methanogenic stage

Methanogenic organisms form the last element of the anaerobic food chain which, as discussed before, starts with polysaccharides (cellulose, starch), proteins and lipids and involves fermentation bacteria: 1) bacteria responsible for cellulose fermentation to succinate, propionate, butyrate, lactate, acetate, alcohols, CO₂ and H₂, 2) acetogenic bacteria responsible for the fermentation of the former to acetate, formate, CO₂ and H₂. These products, acetates and alcohols are substrates for methanogenic organisms. Methane forms from the following substrates:

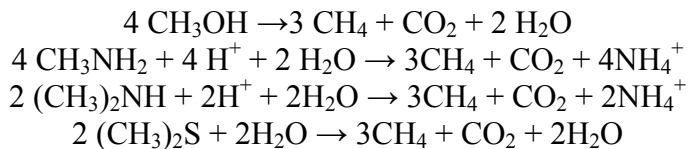
- acetic acid (almost 70%)



- H₂ and CO₂ and formate



- methanol, methylamine or dimethyl sulphide



It was found based on stoichiometric relationships that almost 70% of methane forms in the reduction of acetates, even though a few bacterial species only are able to produce methane from acetates, while almost all known methanogenic bacteria can produce methane from hydrogen and carbon dioxide [9, 11].

Biochemical transformations of CO₂ and H₂ to methane and acetate to methane and CO₂ occur with various enzymes and prosthetic groups, found so far in methanogenic organisms only. The probable

pathways for methane formation from acetate and from hydrogen and carbon dioxide are shown in Figure 3 [9, 15].

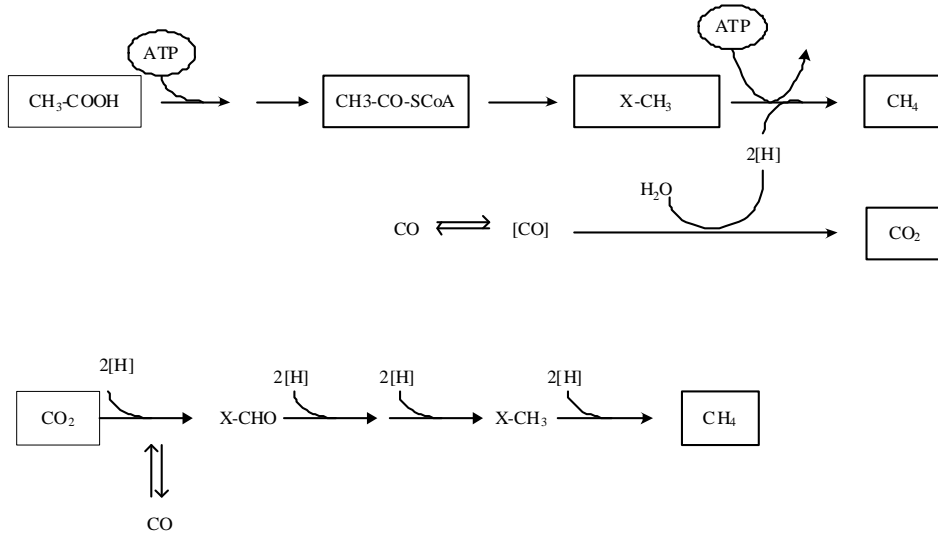


Fig. 3. Probable pathways for methane formation (based on [15])

Rys. 3. Prawdopodobne drogi tworzenia metanu (na podstawie [15])

3. Characteristics of microorganisms

Three groups of microorganisms contribute to biogas formation: acidogenic, acetogenic and methanogenic bacteria. The first two stages are dominated by both obligate anaerobes (*Bacillus*, *Pseudomonas*, *Clostridium*, *Bifidobacterium*) and facultative anaerobes (*Streptococcus*, *Enterobacterium*). Some acidogenic bacteria are obligate anaerobes (*Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Clostridium*, *Escherichia*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Flavobacterium*). The growth rate of these bacteria is between 5 hours in the presence of carbohydrates to 72 hours during fat degradation. The optimum conditions for the growth of acidogenic microorganisms are pH of about 6 and temperature of about 30°C. Products of the acidogenic stage (butyric and propionic acids and alcohols) are converted by acetogenic bacteria (*Syntrophomonas* and *Syntrophobacter* sp.). The acetates and hydrogen which form can be used by methanogenic bacteria. The latter may grow only if hydrogen is consumed by hydrogen-producing organisms. The cooperation between hydrogen-pro-

ducing and hydrogen-consuming bacteria is called interspecies hydrogen transfer. Hydrogen is also removed by homoacetogenic bacteria in the process of acetate formation from CO₂ and H₂. However, the process does not occur in typical fermentation conditions.

Methanogenic bacteria are all *Archaeobacteriales*. They are obligate anaerobes with any air quantities being lethal. Approximately 40 strains of methanogenic bacteria have been isolated. They are divided into two groups: acetic acid consumers and H₂/CO₂ consumers. Methanogenic bacteria have a form of rods (*Methanobacterium*), spirals (*Methanospirillum*) or coccidia (*Methanococcus*, *Methanosarcina*). Optimum temperature for methanogenesis is in a range of 35-45°C and optimum pH is 7. Selected species of methanogenic bacteria are shown in Table 2 [11, 15].

Table 2. Selected species of methanogenic bacteria [11]

Tabela 2. Wybrane gatunki bakterii metanogennych [11]

Genus	Species
<i>Methanobacterium</i>	<i>M. bryantii</i>
	<i>M. formicicum</i>
	<i>M. thermoautotrophicum</i>
<i>Methanobrevibacter</i>	<i>M. arboriphilus</i>
	<i>M. ruminantium</i>
	<i>M. smithi</i>
<i>Methanococcus</i>	<i>M. vannielii</i>
	<i>M. volta</i>
<i>Methanogenium</i>	<i>M. wariaci</i>
	<i>M. marisnigri</i>
<i>Methanomicrobium</i>	<i>M. mobile</i>
<i>Methanospirillum</i>	<i>M. hungatei</i>
<i>Methanosarcina</i>	<i>M. barkeri</i>
<i>Methanotrix</i>	<i>M. soehngenii</i>

Acidic fermentation products can also be consumed by other groups of micro-organisms, such as sulphate or nitrate reducing bacteria. The presence of the first group of bacteria leads to the presence of hydrogen sulphide in the biogas, while the other contributes to the presence of ammonia.

4. Hydrogen sulphide formation

Due to the hydrogen sulphide, landfill gases have a peculiar odour of rotten eggs. The unpleasant odour is perceptible even at very low concentrations. Some people with a very low odour perception level can detect sulphide at concentrations as low as 0.5 ppb (parts per billion).

Hydrogen sulphide forms in anaerobic waste degradation from sulphur-containing amino acids or in the reduction of inorganic sulphur-containing compounds. Dissimilation sulphate reduction is a process in which bacteria use sulphates as electron acceptors in the oxidation of organic matter. Bacteria of genera *Desulfovibrio* and *Desulfotomaculum* are classified as sulphate reducing bacteria (SRB).

Hydrogen sulphide is usually the first sulphur product of bacterial degradation of sulphur-containing organic compounds. Part of the hydrogen sulphide formed passes to biogas; however, most is dissolved in the solution as $\text{H}_2\text{S}_{(\text{aq})}$ or HS^- . These forms are in equilibrium with $\text{H}_2\text{S}_{(\text{g})}$ [8].

5. Ammonia formation

Proteins are the chief source of ammonia nitrogen. The process for the conversion of organic to inorganic nitrogen by heterotrophic bacteria is called ammonification. It is a two-stage process which involves enzymatic protein hydrolysis to amino acids by aerobic and anaerobic microorganisms, followed by deamination and fatty acid fermentation leading to the formation of carbon dioxide, ammonia nitrogen and volatile fatty acids. During deamination (Figure 4) amino groups are released and form ammonia or ammonium ions.

Ammonia is not a greenhouse gas and, therefore, it is not so harmful to the environment as methane. However, exposure to the gas may lead to certain adverse health effects. Ammonia has pungent odour and may be irritant to the respiratory system. In addition, ammonia may dissolve in the skin protective layer and form ammonium hydroxide, a corrosive substance which causes skin irritation [2].

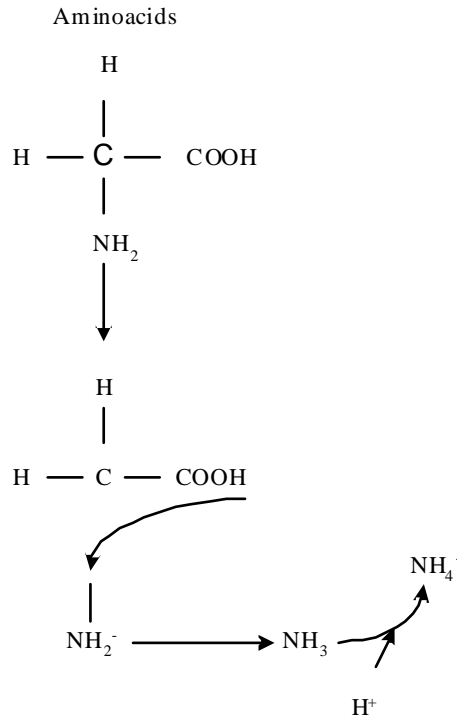


Fig. 4. Deamination process [2]

Rys. 4. Proces deaminacji [2]

6. Summary

The quantity of landfill gases depends on the properties of waste (composition and age) and multiple environmental factors (oxygen content, humidity, temperature). Higher content of organic waste at a landfill leads to the increased generation of gases, such as carbon dioxide, methane, nitrogen or hydrogen sulphide, by bacteria responsible for degradation, while higher content of chemical waste contributes to the formation of NMOCs due to evaporation or chemical reactions.

More gases are released from waste stored for less than 10 years old as a result of bacterial degradation, evaporation and chemical reactions than from that stored for more than 10 years. The highest emission of gases from landfills occurs 5-7 years from the start of storage.

Bacteria can produce methane in anaerobic conditions only. The higher the oxygen content, the longer waste is decomposed by aerobic bacteria at the first stage. If waste is loosely packed, better oxygen accessibility is ensured and, consequently, aerobic bacteria live longer and produce carbon dioxide and water for a longer period. If waste is compacted, anaerobic bacteria which produce methane grow more rapidly, to be later replaced by aerobic bacteria.

More than 40% humidity (based on wet waste matter) contributes to more rapid gas release from landfills. This is caused by the favourable effect of humidity on bacterial growth and transport of nutrients throughout the landfill.

High temperature increases bacterial activity which, in effect, leads to higher emissions of gases from landfills. Lower temperatures reduce bacterial activity. Due to the heat emitted during bacterial degradation processes landfill temperatures are 25-45°C [4, 5].

References

1. **Abushammala M.F.M., Basri N.E.A., Kadhum A.A.H.:** *Review on landfill gas emission to the atmosphere.* European Journal of Scientific Research 30 (3): 427-436, 2009.
2. **Berge N.D., Reinhart D.R.:** *The fate of nitrogen in bioreactor landfills.* Critical Reviews in Environmental Science and Technology 35: 365-399, 2005.
3. **Bhattacharyya J.K., Kumar S., Devotta S.:** *Studies on acidification in two-phase biomethanation process of municipal solid waste.* Waste Management 28: 164-169, 2008.
4. **Crawford J.F., Smith P.G.:** *Landfill technology.* London. Butterworths, 1985.
5. EPA, U.S. Environmental Protection Agency. *Solid waste disposal facility criteria – technical manual.* EPA 530-R-93-017, 1993.
6. EPA, U.S. Environmental Protection Agency. *Compilation of Air Pollutant Emissions Factors, AP-42, Fifth Addition, Volume 1: Stationary Point and Area Sources. Section 2.4 – Municipal Solid waste Landfills,* 1995.
7. EPA, U.S. Environmental Protection Agency. *Frequently Asked Questions About Landfill Gas and How It Affects Public Health, Safety, and the Environment* <http://www.epa.gov/landfill/docs/faqs-3.html>, 2008.
8. **Erses A.S., Onay T.T.:** *In situ heavy metal attenuation in landfills under methanogenic conditions.* Journal of Hazardous Materials B99: 159-175, 2002.

9. **Głodek E., Kalinowski W., Janecka L., Werszler A., Garus T., Kościanowski J.:** *Acquisition of agricultural biogas and its use as an energy source*. Opole's Transfer Innovation Centre in the range of building materials and renewable energy sources (Project number Z/2.16/II/2.6/16/06), 2007.
10. **Janosz-Rajczyk M.:** *Selected process units In environmental engineering*. Czestochowa: University of Technology Publishers, 2004.
11. **Jędrzszak A.:** *Biological waste processing*. Warsaw: Polish Scientific Publishers PWN, 2007.
12. **Lewicki R.:** *The Monitoring of Landfill Gas*. Lodz: OBREM, 1991.
13. **Molina M., Rowland F.S.:** *Stratospheric sink for chlorofluoromethanes – chlorine atomic – catalysed destruction of ozone*. Nature 249: 810-812, 1974.
14. **Nikiema J., Bibeau L., Lavoie J., Brzezinski R., Vigneux J., Heitz M.:** *Biofiltration of methane: an experimental study*. Chemical Engineering Journal 113: 111-117, 2005.
15. **Schlegel H.G.:** *General Microbiology*. Warsaw: Polish Scientific Publishers PWN, 2003.
16. **Scheutz C., Bogner J., Chanton J.P., Blake D., Morcet M., Aran C., Kjeldsen P.:** *Atmospheric emissions and attenuation of non-methane organic compounds in cover soils at a French landfill*. Waste Management 28: 1892-1908, 2008.
17. **Tchobanoglous G., Theisen H., Vigil S.:** *Integrated Solid Waste Management, Engineering Principles and Management Issues*. New York: McGraw-Hill Inc. pp. 381-417, 1993.
18. **Williams P.T.:** *Waste Treatment and Disposal*. England: John Wiley & Sons Ltd., 2005.

Charakterystyka emisji ze składowisk odpadów komunalnych

Streszczenie

Ilość gazu z odpadów zależy od właściwości odpadów (skład i wiek) i wielu czynników środowiskowych (zawartość tlenu, wilgotność, temperatura). Wyższa zawartości odpadów organicznych na składowisku prowadzi do zwiększonego wytwarzania, przez bakterie odpowiedzialne za degradację, gazów takich jak: dwutlenek węgla, metan, azot lub siarkowodor. Wyższa zawartość odpadów chemicznych przyczynia się do powstawania niemetalowych związków organicznych wskutek parowania lub reakcji chemicznych.

Większa ilość gazu jest uwalniana z odpadów w wyniku degradacji bakteryjnej, parowania i reakcji chemicznych, gdy odpady składowane są przez okres krótszy niż 10 lat, w stosunku do odpadów przechowywanych dłużej niż 10 lat. Największa emisja gazów ze składowisk odpadów występuje 5-7 lat po rozpoczęciu składowania.

Bakterie wytwarzają metan tylko w warunkach beztlenowych. Im wyższa zawartość tlenu, tym dłużej odpady są rozkładane przez bakterie tlenowe w pierwszym etapie. Jeżeli odpady są luźno ułożone występuje większa dostępność tlenu. Tym samym bakterie tlenowe żyją dłużej i produkują dwutlenek węgla i wodę przez dłuższy okres. Jeżeli odpady są składowane ściśle wówczas bakterie beztlenowe, które produkują metan, rosną szybciej i nie są zastępowane przez bakterie tlenowe.

Ponad 40% wilgotności (w oparciu o wilgotną masę odpadów) przyczynia się do szybszego uwolnienia gazu ze składowisk odpadów. Spowodowane jest to korzystnym wpływem wilgotności na rozwój bakterii i transport substancji odżywczych w składowisku.

Wysoka temperatura zwiększa aktywność bakterii, co prowadzi do zwiększenia emisji gazów ze składowisk odpadów. Niższe temperatury obniżają aktywność bakterii. Ze względu na ciepło emitowane podczas procesów degradacji bakteryjnej, temperatura w składowisku wynosi od 25 do 45°C [4, 5].



Analiza niestabilności przemian fazowych czynników energetycznych. Część I – Ocena stanu wiedzy

Tadeusz Bohdal
Politechnika Koszalińska

1. Wstęp

Zasada działania niektórych maszyn i urządzeń energetycznych opiera się na wykorzystaniu przemian fazowych czynnika energetycznego w obiegu termodynamicznym. Pod pojęciem czynnik energetyczny rozumie się, zarówno nośnik energii, jak również czynnik termodynamiczny podlegający przemianom i uczestniczący w konwersji energii w sposób bezpośredni lub pośredni. Do czynników energetycznych zalicza się, między innymi, wodę, czynniki chłodnicze, wodne roztwory soli itp. Jako udokumentowany należy uznać fakt, że przemiany fazowe czynników energetycznych występujące w parownikach i skraplaczach maszyn i urządzeń są bardzo „wrażliwe” na wszelkie, pojawiające się w eksploatacji zakłócenia, zarówno o charakterze zewnętrznym, jak i wewnętrznym. *Zakłócenia zewnętrzne* są zwykle wynikiem wzajemnego oddziaływania różnych elementów składowych układu, na przykład wywołane pracą elementów automatyki, zakłóceniami w pracy maszyn (pompy, turbiny, sprężarki itp.), przerwami w dopływie prądu elektrycznego itp. Przyczyny powstawania *zakłóceń wewnętrznych* można ogólnie podzielić na dwie grupy, bowiem mogą one tkwić bezpośrednio w mechanizmie przemian fazowych lub w strukturze i właściwościach czynnika roboczego [11, 12].

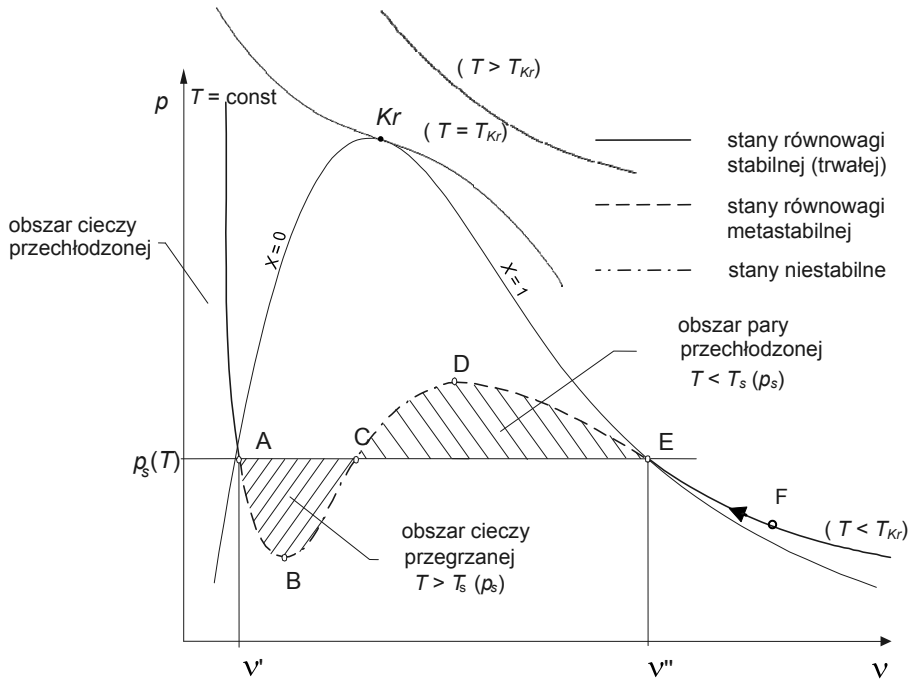
Wrzenie i skraplanie podczas przepływu w kanałach rurowych parownika i skraplacza traktuje się zwykle jako przepływ dwufazowy z wymianą ciepła. W przemianach fazowych występuje kilka następujących po sobie etapów, związanych z tworzeniem nowej fazy (parowej – w przypadku wrzenia i ciekłej – podczas skraplania) w mieszaninie dwufazowej, wskutek oddziaływań energetycznych z ogrzewaną lub chłodzoną powierzchnią ścianki kanału rurowego. Na podkreślenie zasługuje fakt, że są to nie tylko bardzo złożone zjawiska, ale nie można ich (wrzenie i skraplanie) na ogół taktować jako w pełni odwracalne. Poza tym brak jest uogólnionego modelu, opisującego przenoszenie energii w tych procesach. Proces wrzenia w przepływie powinien z teoretycznego punktu widzenia rozpoczynać się od stanu cieczy nasyconej (stopień suchości $x=0$) i dla pełnego procesu odparowania kończyć się w stanie pary nasyconej suchej ($x=1$). Traktowany, podobnie teoretyczny proces skraplania powinien rozpoczynać się od stanu pary nasyconej suchej ($x=1$) i trwać do stanu cieczy nasyconej ($x=0$). W praktyce podany wyżej zakres, obejmujący występowanie przemian fazowych, ulega rozszerzeniu o wrzenie przechłodzone i skraplanie w obszarze pary przegrzanej.

2. Interpretacja jakościowa przyczyn niestabilności

Do wstępnej analizy, dotyczącej wpływu różnych parametrów na powstawanie niestabilności wykorzystano najprostszą wersję równania termicznego stanu gazu rzeczywistego podaną przez *van der Waalsa*, które po przekształceniach uzyskuje postać:

$$pv^3 - (pb + RT)v^2 + av - ab = 0, \quad (1)$$

przy czym po lewej stronie równania występuje wielomian trzeciego stopnia. W interpretacji graficznej, na wykresie w układzie współrzędnych p - v , równanie (1) opisuje dla stałej temperatury T , tzw. *izotermę van der Waalsa*. Mogą istnieć trzy rozwiązania równania (1), to znaczy: trzy pierwiastki rzeczywiste, jeden potrójny lub dwa zespolone i jeden rzeczywisty. Na rys. 1 pokazano graficzne formy rozwiązania równania. W przypadku trzech pierwiastków zauważa się, że izoterma *van der Waalsa* posiada dwa ekstrema (punkty D i B) w obszarze pary nasyconej mokrej.



Rys. 1. Interpretacja izotermy *van der Waalsa* w układzie współrzędnych $p-v$
Fig. 1. Interpretation of *van der Waals*' isotherm in $p-v$ coordinate system

Należy przypomnieć, że wprowadzone przez *van der Waalsa* poprawki do równania termicznego stanu gazu doskonałego *Clapeyrona* dotyczyły tzw. *covolumenu* gazu rzeczywistego (to znaczy łącznego ujęcia objętości własnej sferycznej cząstki tego gazu, z uwzględnieniem wzajemnych oddziaływań międzycząsteczkowych) oraz ciśnienia kohezijnego gazu rzeczywistego. Pokazana na rys. 1.2 izoterma *van der Waalsa* odnosi się do przebiegu w zakresie poniżej punktu krytycznego Kr . Wykres izotermy $T_{kr} = \text{const}$ ma punkt przegięcia w stanie krytycznym Kr , natomiast izoterma w zakresie $T > T_{kr}$ ma przebieg monotoniczny.

Analizując przebieg izotermy w obszarze $T < T_{kr}$ (rys. 1) trzeba brać pod uwagę i oddzielnie rozpatrywać poszczególne „odcinki izotermy” [13]. Załóżmy, że w stanie wyjściowym znajduje się pod tłokiem w cylindrze 1 kg gazu rzeczywistego (np. czynnika roboczego) w stanie pary przegrzanej. Proces izotermicznego sprężania prowadzony jest dostatecznie wolno tak, że na odcinku $F-E$ proces rzeczywisty realizowany

jest według izotermy *van der Waalsa*. Począwszy jednak od stanu E proces sprężania rzeczywistego przebiega inaczej, niż izoterma *van der Waalsa* $E-D-C-B-A$, to znaczy według odcinka linii prostej $E-A$ (na rys. 1). W stanie E czynnik osiąga ciśnienie nasycenia p_s . Izobara $p_s(T)$, wyznaczająca ciśnienie nasycenia, odpowiadające temperaturze nasycenia $T=T_s$ przebiega na wykresie w układzie współrzędnych $p-v$ tak, że zakreskowane pola powierzchni są sobie równe – jest to zgodne z konstrukcją tzw. prostej *Maxwella*. Osiągnięcie stanu $E[p_s(T), v'']$ jest równoznaczne z osiągnięciem teoretycznego stanu początkowego skraplania właściwego. W zakresie między stanami E i A występuje jednoskładnikowy ośrodek dwufazowy w postaci mieszaniny cieczy i jej pary. Po osiągnięciu stanu A następuje wejście w obszar stanów cieczy przechłodzonej w warunkach równowagi stabilnej (na lewo od linii granicznej $x = 0$). Na rys. 1 wyeksponowano poza tym obszar cieczy przegrzanej oraz pary przechłodzonej. Będą one bardzo przydatne w dalszej analizie niestabilności omawianych procesów fazowych.

3. Klasyfikacja niestabilności w przepływie dwufazowym

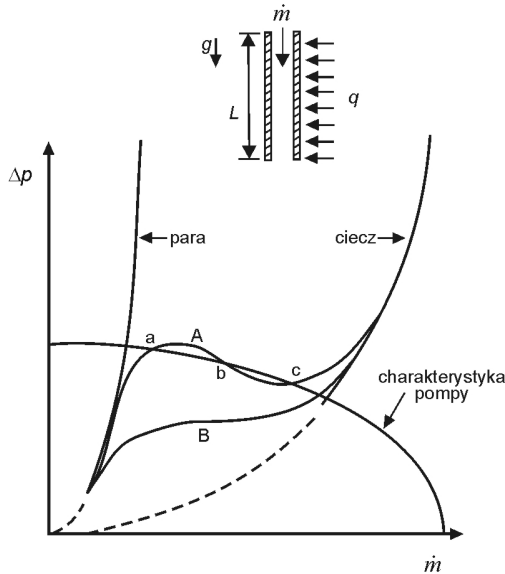
Niestabilności przepływu dwufazowego można, ogólnie biorąc, podzielić na dwie kategorie. Uważa się, że przepływ jest niestabilny statycznie, jeśli źródło niestabilności jest nieodłącznie związane z parametrami stanu ustalonego układu. Z uwagi na to, że niestabilność jest konsekwencją zmiany wartości parametru stanu ustalonego układu, to oczekuje się, że początek niestabilności może zostać przewidziany na podstawie jedynie znajomości tego stanu ustalonego. Statyczna niestabilność prowadzi najczęściej do innego punktu działania tego układu w stanie ustalonym, albo okresowej oscylacji w jego zachowaniu. Jako przykład **niestabilności statycznych** można wymienić niestabilności pierwszego kryzysu wrzenia oraz tak zwaną niestabilność *Ledineggo* [15]. Niestabilność pierwszego kryzysu wrzenia występuje w przypadku zmiany mechanizmu wymiany ciepła podczas wrzenia w objętości. Przy krytycznej wartości strumienia ciepła na ogrzewanej powierzchni wrzenie pęcherzykowe zostaje zastąpione wrzeniem błonowym.

Niestabilność Ledineggo objawia się spadkiem ciśnienia stanowiącym odpowiedź układu na opory przepływu, związane z przepływem dwufazowym. Na rys. 2 przedstawiono przypadek ich występowania.

Niestabilność *Ledinego* może wystąpić w określonym stanie układu, gdy całkowity spadek ciśnienia (będący sumą tarcowego, przyspieszeniowego i grawitacyjnego spadku ciśnienia) zmniejsza się ze wzrostem natężenia przepływu. Rys 2 przedstawia zależność oporów przepływu Δp od strumienia masy \dot{m} dla przechłodzonego wrzenia cieczy w rurce o długości L , w przepływie opadającym (kierunek z góry do dołu). Na wykresie przedstawiono również charakterystykę pompy dostarczającej czynnik do instalacji. Na przecięciu charakterystyki oporów przepływu i charakterystyki pompy uzyskuje się punkt współpracy, który określa parametry przepływu w instalacji. Jeżeli do kanału doprowadzana jest ciecz, o temperaturze niższej od temperatury nasycenia, to przy bardzo wysokich natężeniach przepływu, następuje w kanale przepływ jednorodny cieczy. Spadek ciśnienia Δp odpowiada wówczas przepływowi cieczy i leży na krzywej cieczy, co pokazano na rys. 2. Jeżeli jednak nastąpi spadek natężenia przepływu cieczy, wtedy rozpocznie się proces wrzenia i punkt współpracy pompy z instalacją przesunie się w obszar przepływu dwufazowego. Przy bardzo niskich natężeniach przepływu punkt współpracy znajduje się praktycznie na krzywej przepływu pary suchej, ponieważ parowanie cieczy występuje prawie natychmiast, przy wlocie czynnika do kanału i dalszy przepływ dotyczy tylko fazy gazowej.

Krzywa opisana równaniem $\Delta p = f(\dot{m})$ może przebiegać albo według linii *A*, albo *B* (rys. 2). Linia *A* przecina charakterystykę pompy w więcej niż jednym punkcie (rys. 2 – trzy punkty przecięcia). Nachylenie charakterystyki przepływu w kanale jest dodatnie (funkcja rosnąca) w punktach *a* i *c* oraz ujemne (funkcja malejąca) w punkcie *b*. W miejscu, gdzie nachylenie krzywej przepływu jest bardziej ujemne, niż krzywej charakterystyki pompy, punkt współpracy pompy i instalacji jest niestabilny. Zakłócenie, które zwiększa natężenie przepływu w stanie opisanym punktem *b*, zmniejsza jednocześnie opory przepływu w instalacji Δp , co skutkuje, że przyrost ciśnienia pomiędzy króćcem tłocznym i ssawnym pompy jest mniejszy. Powoduje to zwiększenie natężenia przepływu czynnika, a to z kolei dalszy spadek Δp . Wzrost natężenia przepływu czynnika będzie następował do momentu, aż nachylenie krzywej oporów przepływu stanie się dodatnie, a skutkiem tego będzie sprowadzenia punktu współpracy do stanu *c*. Podobnie można wykazać, że zaburzenie, które zmniejsza masową wydajność w punkcie *b* spowoduje przesunięcie punktu współpracy pompy z instalacją do stanu *a*.

Punkty *a* i *c* są stanami stabilnymi, ponieważ zmiany spadku ciśnienia związane są z małymi zaburzeniami wydajności masowej. Ich oddziaływanie pozwala na powrót układu do pierwotnego stanu współpracy. Układ może istnieć jako stabilny w stanie *a* lub *c*. Wystarczająco duże zaburzenia mogą spowodować, że punkt pracy układu przesunie się z jednego stanu do drugiego. Zdolność układu do takiego przejścia pomiędzy stanami, przy dostatecznie dużym zaburzeniu, jest charakterystyczną cechą niestabilności *Ledineggo*. Dodanie zaworu regulującego przepływ w górę w kanale jest prostym sposobem zmiany spadku ciśnienia i uniknięcia niestabilności *Ledineggo*. Szczegółową analizę niestabilności wywołanych niejednoznacznością charakterystyki hydraulicznej przepływu podano w pracy *Mikielewicza* [22]. Stwierdza on, że warunkiem koniecznym stabilności przepływu w kanale jest jednoznaczność charakterystyki hydraulicznej kanału, w którym odparowuje czynnik (np. $\Delta p = f(w\rho)$, przy stałym $\dot{Q} = const$, gdzie \dot{Q} jest strumieniem ciepła na ścianie kanału).



Rys. 2. Charakterystyka współpracy pompy i instalacji z wrzącym czynnikiem w kanale pionowym [15]

Fig. 2. Characteristics of the cooperation of pump and system with boiling refrigerant in vertical channel [15]

W przypadku, gdy główną przyczyną zakłóceń układu są oddziaływania ciepłone lub hydrodynamiczne, dające wyraźne efekty inercyjne, wówczas przepływ jest niestabilny, zależny od tak zwanych **niestabilności dynamicznych**. W tych przypadkach zaburzenia przepływu w ośrodku dwufazowym typu ciec-z-gaz mogą być przenoszone na drodze dwóch mechanizmów, jako fale akustyczne (niestabilności ciśnieniowe) lub jako fale zmiany gęstości strumienia masy (będące skutkiem wahań stopnia zapełnienia). Są to zjawiska typu falowego, ale prędkości propagacji fali w tych dwóch przypadkach są bardzo różne. Fale akustyczne charakteryzowane są przez częstotliwości o dużej wartości, podczas gdy oscylacje fali zmiany gęstości strumienia masy mają zwykle dużo niższą częstotliwość.

Niestabilności akustyczne są wynikiem przemieszczania się fali ciśnieniowej w przepływie dwufazowym. Oscylacje akustyczne mogą wystąpić podczas wrzenia przechłodzonego oraz przy rozwiniętym wrzeniu w przepływie, pod warunkiem osiągnięcia krytycznego strumienia ciepła i przejścia układu do wrzenia błonowego. Według badań *Berglesa* [3] oscylacje akustyczne mają mały wpływ na przebieg przepływu. Amplituda akustycznych wahań ciśnienia może być duża, w porównaniu do średniej wartości częstotliwości przemieszczania się zaburzeń w ośrodkach dwufazowych. Podczas badań eksperymentalnych zarejestrowano częstotliwości oscylacji tego typu w zakresie $10 \div 10\,000$ Hz.

Prędkość fali zmiany gęstości strumienia masy jest stosunkowo mała, gdyż wymagany jest określony czas, aby cząsteczki płynu mogły przemieścić się w kanale. Fale tego typu są najczęściej obserwowane podczas procesów wrzenia w przepływie, kiedy do kanału dopływa ciecz niedogrzana do temperatury nasycenia (wrzenie przechłodzone). Oscylacje te są bezpośrednią konsekwencją zależności między procesem wrzenia i własnościami przepływu dwufazowego. Chwilowy spadek wydajności przepływu na dopływie skutkuje wzrostem entalpii właściwej płynu w tym obszarze. Wyższa wartość entalpii w części przepływu przechłodzonego powoduje lokalny wzrost temperatury czynnika. Obniża to wartość niedogrzenia cieczy do temperatury nasycenia i przesuwa punkt początku wrzenia w kierunku przeciwnym do przepływu czynnika. Od momentu rozpoczęcia wrzenia w przepływie wzrasta lokalny stopień zapełnienia i stopień suchości pary w kanale.

Lokalny wzrost stopnia suchości pary i stopnia zapełnienia skutkuje zaburzeniem grubości cienkiej warstwy filmu cieczy na ścianie ka-

nału. Może to wywołać zmianę struktury przepływu z pęcherzykowej na pierścieniową, co chwilowo zwiększa tempo parowania, a to kolei doprowadza do ponownego przyśpieszenia przepływu. Wzrasta miejscowy gradient ciśnienia, prowadzący do zwiększenia spadku ciśnienia całkowitego podczas przepływu dwufazowego w kanale. Małe wahania natężenia przepływu mogą ulegać wzmocnieniu, aż do uzyskania określonej amplitudy fali zmiany gęstości strumienia masy. Potwierdzają to badania eksperymentalne, które dokumentują charakterystyczne cechy oscylacji fali zmiany gęstości strumienia masy. Wykazały one, że oscylacje fali zmiany gęstości strumienia masy są silnie zależne od zmian gęstości strumienia ciepła, stopnia zmniejszenia przekroju poprzecznego kanału na dopływie i wypływie czynnika, jednofazowego i dwufazowego tarcowego spadku ciśnienia w kanale, przechłodzenia i natężenia przepływu czynnika oraz zmiany ciśnienia w układzie [13, 24].

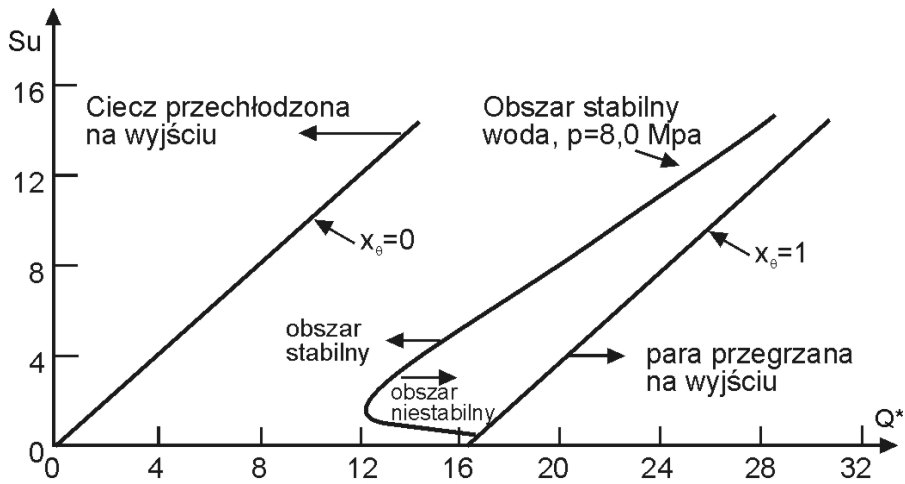
Wiele prac [3, 13] dotyczy badań stateczności wrzenia w przepływie dwufazowym w zakresie oscylacji fali zmiany gęstości strumienia masy. Należy zauważyć, że proponowane są bezwymiarowe kryteria do określenia obszarów występowania niestabilności tego typu. Na rys. 3 przedstawiono opracowaną przez *Ishii* i *Zubera* [15] mapę stateczności. Przewidywane warunki stateczności przedstawiono w układzie współrzędnych opisujących przechłodzenie czynnika, ujęte liczbą kryterialną Su (*subcooling number*) oraz bezwymiarowym strumieniem ciepła Q^* i zdefiniowane jako:

$$Su = \frac{c'_p (T_S - T_{F1})}{r} \cdot \left(\frac{\rho' - \rho''}{\rho'} \right), \quad (2)$$

$$Q^* = \frac{4 \cdot q'' \cdot L}{d_h \cdot \left(\frac{w\rho}{\rho'} \right) \cdot r} \cdot \left(\frac{\rho' - \rho''}{\rho' \cdot \rho''} \right). \quad (3)$$

Z rys. 3 wynika, że wzrost strumienia ciepła, przy określonym przechłodzeniu czynnika i jego natężeniu przepływu, może powodować zmianę charakteru przepływu ze stabilnego na niestabilny. Spadek natężenia przepływu, przy ustalonym strumieniu ciepła i przechłodzeniu czynnika na dopływie do układu może wywołać, że powstanie przepływ niestabilny. Jak wynika z badań eksperymentalnych, tarczyowy spadek

ciśnienia w obszarze cieczy ma stabilizujący wpływ na charakter przepływu, ponieważ występuje on w części początkowej kanału i wywołuje efekt tłumienia oscylacji. Dodając ograniczenia przepływu przy wlocie czynnika do kanału można zmniejszyć niestabilności wywołane w postaci fal gęstości strumienia masy.



Rys. 3. Mapa stateczności opracowana przez Ishii i Zuber [15]

Fig. 3. Map of stability developed by Ishii and Zuber [15]

4. Falowy charakter niestabilności w ośrodkach dwufazowych

Dotychczasowe badania eksperymentalne oraz analizy teoretyczne dowodzą, że ośrodki wielofazowe, a szczególnie dwufazowe wykazują bardzo interesujące właściwości falowe. Zainteresowanie to ma zarówno charakter poznawczy, jak i aplikacyjny, bowiem dotyczy w sposób bezpośredni lub pośredni powstawania niepożądanych oddziaływań na czynnik znajdujący się w obiegach maszyn energetycznych. Z drugiej strony poznanie właściwości falowych ośrodków wielofazowych pozwala na opis transportu energii, ciepła i pędu w tego typu ośrodkach. Prezentacja różnych poglądów, dotyczących falowego charakteru niestabilności w ośrodkach wielofazowych wymaga uporządkowania pojęć i obecnego stanu wiedzy w tym zakresie.

Niektóre podstawowe pojęcia związane z charakterem falowym zjawisk mają swoje odniesienie zarówno do czynników jednofazowych, jak i wielofazowych. Pod pojęciem „fala” należy tu rozumieć, w sensie fizycznym, zaburzenie rozprzestrzeniające się w danym ośrodku, ogólnie – w przestrzeni, przy czym towarzyszy temu zjawisku transport energii, zachodzący nawet wtedy, gdy nie występuje transport materii. Pojęcie „fala” w rozumieniu matematyki jest to dowolna funkcja różniczkowalna, która spełnia tzw. równanie falowe. W sensie rozważań podstawowych wykorzystuje się kojarzenie podanych określeń, w wyniku czego otrzymuje się nie tylko jakościowy, ale również ilościowy opis problemu falowego.

Poziomem odniesienia w analizie właściwości falowych ośrodków wielofazowych są podstawy ruchu falowego ośrodka jednofazowego sformułowane w gazodynamice, stanowiącej dział mechaniki płynów. Wynika stąd istotne, porównawcze zagadnienie przenoszenia zaburzeń ze skończoną prędkością w płynie ściśliwym. Właściwość nazywana „ściśliwością” płynu oznacza bowiem podatność materii na zmiany objętości, odpowiadające wywołanym zmianom ciśnienia.

Typowym przykładem rozprzestrzeniania się małych zaburzeń jest dźwięk, zatem analiza tego problemu stanowi treść działu akustyki. Płyn ściśliwy odpowiada na dodatni przyrost ciśnienia dodatnią zmianą gęstości, co wynika ze wzoru:

$$c^2 = \left(\frac{\partial p}{\partial \rho} \right)_s, \quad (4)$$

gdzie: c jest prędkością dźwięku, natomiast $\left(\frac{\partial p}{\partial \rho} \right)_s$ parametrem charakte-

ryzującym ściśliwość płynu, ρ – gęstością, zaś p ciśnieniem. W analizie ruchu falowego w ośrodku jednofazowym występuje znaczne uproszczenie polegające na tym, że układ równań zachowania: masy, energii i pędu sprowadza się do hiperbolicznego równania falowego cząstkowego, zwanego równaniem falowym. Przykładowo dla fali sprężystej (przemieszczanie mechaniczne elementów ośrodka) otrzymuje się:

$$\frac{\partial^2 p}{\partial t^2} - v^2 \cdot \frac{\partial^2 p}{\partial z^2} = 0. \quad (5)$$

Jest to postać równania falowego opisującego zmianę ciśnienia oraz charakterystyczną prędkość, przy której następuje tzw. „zadławienie przepływu” [10]. Dla przepływu w ośrodku jednofazowym jest ona równa prędkości dźwięku c (4). Prędkość rozprzestrzeniania się zaburzeń w ośrodku jednofazowym jest z reguły niezależna od długości fali. W ośrodku wielofazowym nie jest ona równoważna prędkości dźwięku. Tutaj należy upatrywać zmiany w podejściu do analizy ruchu falowego w tych ośrodkach. W gazodynamice – dla układu ściśliwego jednofazowego pomija się zwykle efekt nieodwracalności procesu, wynikający z zapisu $\left(\frac{\partial p}{\partial \rho}\right)_s$ w równaniu (4), gdzie indeks s oznacza stałą wartość entropii. Uwzględnienie tych efektów w ośrodkach wielofazowych jest zagadnieniem fundamentalnym.

Według autora pracy [10] pojawia się bardzo istotna różnica w interpretacji parametrów przepływu „zadławionego”, związanego z propagacją zaburzeń. W przypadku przepływu jednofazowego (równowagowego) prędkość dźwięku w tym ośrodku jest związana z zaburzeniem wywołanym zmianą ciśnienia. Podkreśla się, że w ośrodkach wielofazowych występuje zwykle kombinacja wielu wielkości termodynamicznych (nie tylko ciśnienia), które określają wielkość prędkości dźwięku w tych ośrodkach.

W aktualnym stanie wiedzy o niestabilnościach ruchu falowego w ośrodkach wielofazowych można wskazać podstawowe odstępstwa od wyników analizy dla układów jednofazowych. Najpoważniejszą z nich jest nieodwracalność procesów, wyrażająca się w dwóch aspektach, to znaczy:

- oddziaływaniem dyssypacyjnym,
- właściwościami dyspersyjnymi.

W rozumieniu termodynamiki klasycznej [4, 5] oddziaływanie dyssypacyjne związane jest ze zmianą charakteru przekazywania energii. Jeżeli przyjmie się, że energia może być przekazywana dwoma sposobami, to znaczy przez pracę lub przez ciepło, to pod pojęciem transportu dyssypatywnego energii należy rozumieć ogólnie przekaz energii przez pracę, mający równocześnie znamiona przekazu przez ciepło (stąd można zapisać, że elementarne ciepło tarcia dq_f jest równe liczbowo pracy tarcia

dw_f). Zwykle dyssypacja energii rozumiana jest jako tzw. rozpraszanie energii, natomiast procesy dyssypatywne są związane ze zjawiskiem molekularnego wyrównywania pędu, ciepła i stężenia [1, 2, 8]. Zjawiska dyssypatywne są typowymi zjawiskami nieodwracalnymi, które prowadzą do „produkcji entropii” w układzie (przyrost entropii). W przypadku ośrodków wielofazowych związane jest to również z tłumieniem rozprzestrzeniania się zaburzeń w tych ośrodkach.

Drugie nieodwracalne oddziaływanie określone pojęciem „dispersyjności” uwzględnia fakt, że prędkość przemieszczania się zaburzeń zależy od ich częstotliwości. To stanowi bezpośrednią przyczynę, że nie można układów równań zachowania dla ośrodków wielofazowych sprowadzić do jednego równania falowego [10].

Dla przepływów dwufazowych można zestawić charakterystyczne właściwości falowe, wyróżniając takie cechy, jak [23]:

1. prędkość rozchodzenia się zaburzeń w ośrodku dwufazowym jest niższa, od prędkości przemieszczania tych zaburzeń w poszczególnych, oddzielnych składnikach ośrodka dwufazowego;
2. istnieje wyraźna zależność prędkości rozchodzenia się zaburzeń, od udziału objętościowego obu faz;
3. występuje silna zależność prędkości rozchodzenia się zaburzeń, od ich częstotliwości;
4. wobec znaczącego wpływu dyssypacji energii nie występują w ośrodkach dwufazowych klasyczne formy stacjonarnej fali uderzeniowej, charakterystyczne dla ośrodków jednofazowych;
5. w ośrodkach dwufazowych mają miejsce zjawiska falowe związane z występowaniem ujemnego ciśnienia hydrodynamicznego, na przykład podczas gwałtownej ekspansji pary przegrzanej;
6. istnieje możliwość wystąpienia tzw. *przepływu pseudokrytycznego*, który nie może być zrealizowany w układzie jednofazowym [7].

Niektóre z wymienianych wyżej właściwości falowych mogą także pojawiać się w ośrodkach trój- i wielofazowych. Podane odstępstwa, spowodowane właściwościami falowymi ośrodków dwufazowych utrudniają w znacznym stopniu analizę zjawisk falowych, związanych lub towarzyszących przemianom fazowym czynników energetycznych. Na podkreślenie zasługuje fakt, że charakterystyczne zjawiska falowe, które występują w układach dwufazowych pojawiają się za przyczyną nierów-

nowagi termodynamicznej występującej w otoczeniu powierzchni międzyfazowej. Powierzchnia ta stanowi granicę między fazami, po przekroczeniu której zmienia się skokowo stan fizyczny mieszaniny – ośrodka dwufazowego. Uwzględnić trzeba, że w przepływach dwufazowych granica rozdziału faz formuje się i zmienia podczas ruchu, zaś w przypadku przepływu jednofazowego granica ta ma charakter stały.

W analizach przepływów wielofazowych bierze się pod uwagę przyczyny i skutki procesu nieodwracalnego. Autor [6] podkreśla, że nieodwracalny proces przepływu masy, ciepła i pędu wywołany jest istnieniem niezrównoważonych „sił termodynamicznych” (np. w postaci gradientu ciśnienia, temperatury itp.) i dąży w kierunku osiągnięcia stanu równowagi trwałej (w tym stanie siły zostaną zredukowane do zera). Szczegółowa analiza zjawisk nieodwracalnych uwzględnić powinna wzajemne sprzężenie tych sił. Termodynamika procesów nierównowagowych ujmuje te zagadnienia [9]. Problemy nierównowagi termodynamicznej ujawniają się zwłaszcza wtedy, gdy czas realizacji danego procesu jest porównywalny z czasem relaksacji (czyli czasem dojścia układu w stanie nierównowagowym do stanu równowagi). Właściwości ośrodka dwufazowego zależą bardzo silnie od nierównowagi termodynamicznej, co wyróżnia je od ośrodków jednofazowych, w których czas trwania procesu jest znacznie dłuższy od czasu relaksacji, a analizę można prowadzić w warunkach równowagowych.

Wyniki systematycznych badań w zakresie dynamicznych niestabilności podczas wrzenia w kanale pionowym przedstawiono w pracy *Stenninga* [25]. Badaniu poddano trzy typy niestabilności, to znaczy: cieplne (związane ze zmianami temperatury ogrzewanej ścianki kanału), ciśnieniowe oraz wywołane zmianą gęstości strumienia masy. Podobne wyniki badań niestabilności cieplnych przedstawili *Mayinger* i *Kastner* [21] oraz *Kakaç et al.* [18].

W pracy [19] zaprezentowano badania przepływu dwufazowego w wytwornicy pary wodnej, prowadzące do określenia zależności między strumieniem ciepła oraz wydajnością masową w warunkach oddziaływań niestabilnych typu cieplnego i zmiany gęstości strumienia masy. Autorzy [19] opracowali model teoretyczny pozwalający obliczyć parametry niestabilności o charakterze falowym (w tym okres i amplitudę zaburzeń). Użytkowano dobrą zgodność obliczeń z wynikami badań eksperymentalnych.

Wśród publikacji można także wymienić interesujące opracowanie [14], w którym podano wyniki badań teoretycznych i doświadczalnych w zakresie niestabilności wywołanych zmianą gęstości strumienia masy podczas wrzenia w równoległych poziomych kanałach dla czynnika pod wysokim ciśnieniem.

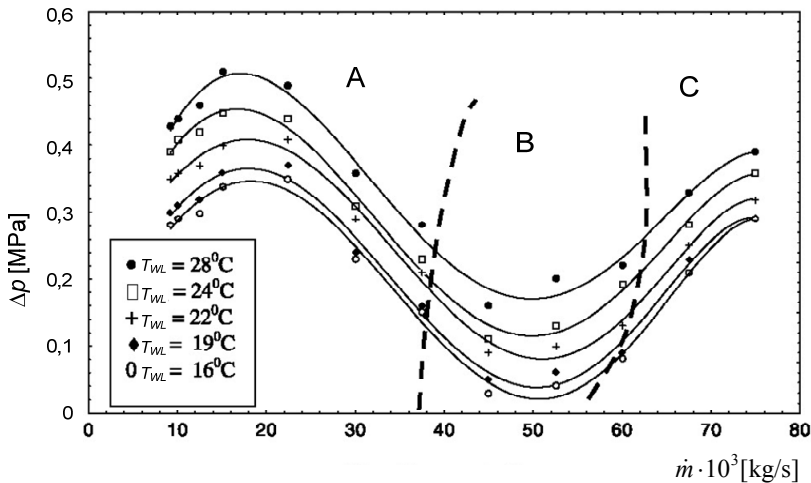
Wskazując na rosnące w ostatnich latach zainteresowanie badaniami niestabilności podczas przemian fazowych w przepływie w kanałach można wymienić następujące charakterystyczne formy niestabilności falowych spotykane w ośrodkach dwufazowych:

1. związane ze zmianą gęstości strumienia masy,
2. temperaturowe,
3. ciśnieniowe,
4. związane ze zmianą składu faz,
5. dotyczące początku przemiany fazowej,
6. w postaci fali uderzeniowej,
7. ujawniające się w postaci interferencji fal powierzchniowych,
8. niestabilności *Kelvina-Helmholtza* itp.

5. Niestabilności związane ze zmianą strumienia masy

Interesujące wyniki badań dotyczących tego typu niestabilności podają w swojej pracy *Karsli S. et al.* [20]. Badania przeprowadzono dla przepływu czynnika R11 w kanale rurowym o przekroju kołowym, w którym powierzchnię wewnętrzną odpowiednio rozwinięto, w celu zwiększenia intensywności wymiany ciepła (wprowadzono różnego rodzaju ożebrowanie). Na końcu kanału pomiarowego znajdowało się przewężenie o wartości $\beta = d_p/d_w = 0,448$, gdzie: d_p – średnica wewnętrzna przewężenia, d_w – średnica wewnętrzna kanału. Badania eksperymentalne przeprowadzono dla następujących parametrów czynnika: ciśnienie $p = 0,75$ MPa, strumień masy $\dot{m} = 0 \div 0,009$ kg/s, przechłodzenie na dopływie czynnika do kanału pomiarowego $\Delta T_S = 16, 19, 22, 24$ i 28K, strumień ciepła $\dot{Q} = 16$ kW. W tych warunkach czynnik przepływał w kanale w postaci cieczy. Następnie quasistatycznie obniżano strumień masy czynnika. Powodowało to dodatkowy wzrost jego temperatury wzdłuż drogi przepływu. Następował również spadek oporów przepływu. Po osiągnięciu sprzyjających warunków rozpoczynał się proces wrzenia na końcu kanału, którego front przemieszczał się wzdłuż kanału

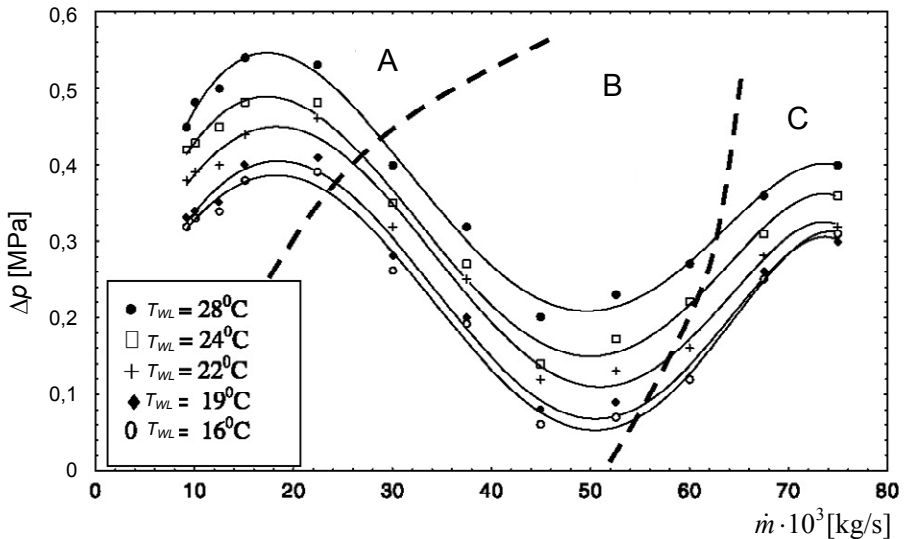
pomiarowego, w kierunku przeciwnym do przepływu czynnika. Pojawienie się w kanale mieszaniny dwufazowej wywoływało wzrost oporów przepływu. Pomimo spadku strumienia masy wzrastały opory przepływu. Gdy punkt rozpoczęcia wrzenia przesunął się poza kanał pomiarowy (do podgrzewacza wstępnego czynnika) opory przepływu ponownie ulegały zmniejszeniu, przy jednoczesnym spadku strumienia masy. W ostatnim przypadku, w kanale pomiarowym przepływała praktycznie tylko faza gazowa. Na rys. 4 pokazano przykładowo wyniki badań dla rury gładkiej, a na rys. 5 dla rury wewnątrznie nagwintowanej (ze skokiem gwintu 3,6 mm). W obu przypadkach liniami kreskowymi zaznaczono obszar, w którym występują niestabilności w postaci spadku ciśnienia (*Pressure-Drop Oscillations – p.d.o.*) i falowej zmiany gęstości (*Density-Wave Oscillation d.w.o.*). Dla mniejszych wartości strumienia masy występowały tylko niestabilności związane ze zmianą gęstości (*d.w.o.*).



Rys. 4. Zależność spadku ciśnienia od strumienia masy podczas wrzenia czynnika R11 w przepływie w poziomej rurze gładkiej w stanie ustalonym [20]

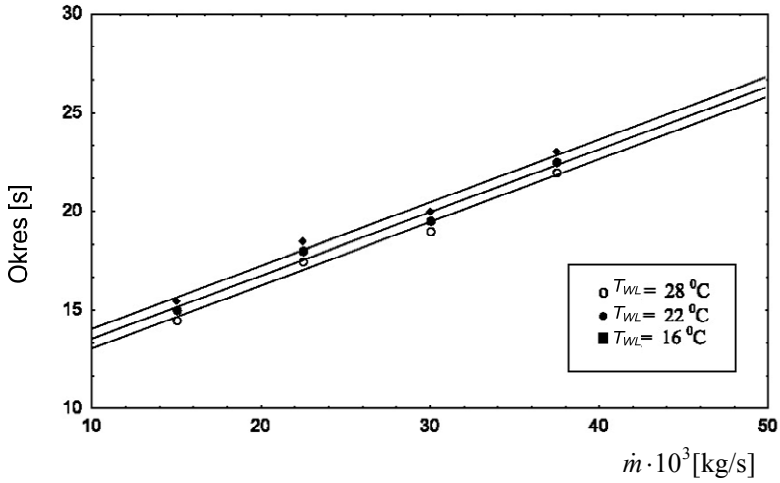
Fig. 4. Dependence of pressure drop from mass flux during boiling of R11 refrigerant in flow in horizontal smooth pipe in stationary state [20]

Badania zrealizowano dla różnych wartości stopnia przechłodzenia czynnika. Stwierdzono, że w obszarach stanów niestabilnych obserwuje się zmiany parametrów przepływu dwufazowego. Zmieniał się strumień masy czynnika, jego ciśnienie i temperatura ogrzewanej ścianki. Amplituda i okres oscylacji były zależne od rodzaju rozwinięcia wewnętrznej powierzchni wymiany ciepła oraz od strumienia masy czynnika. Najniższe ich wartości obserwowano dla rury gładkiej. Ze wzrostem stopnia ożebrowania wzrastały także okres i amplituda oscylacji. Na rys. 6 pokazano przykładowo zależność okresu oscylacji ciśnienia wlotowego czynnika, a na rys. 7 zależność amplitudy ciśnienia od strumienia masy czynnika R11.



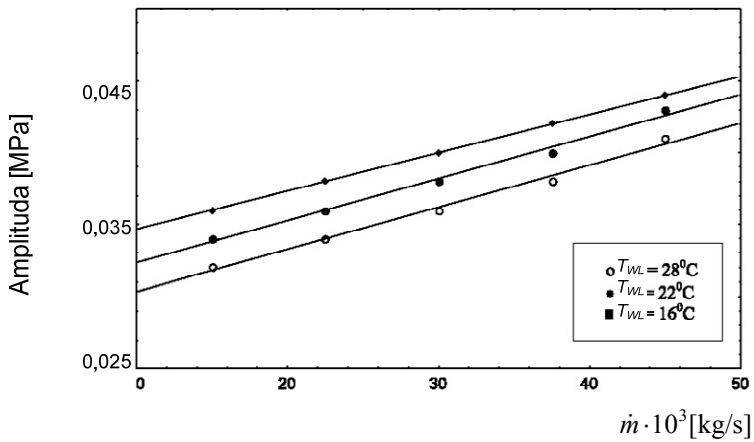
Rys. 5. Zależność spadku ciśnienia od strumienia masy podczas wrzenia czynnika R11 w przepływie w poziomej rurze wewnętrznie ożebrowanej w stanie ustalonym [20]

Fig. 5. Dependence of pressure drop from mass flux during boiling of R11 refrigerant in flow in horizontal gilled pipe in stationary state [20]



Rys. 6. Zależność okresu niestabilności falowych od strumienia masy dla badanych wartości temperatury na dopływie czynnika do kanału [16]

Fig. 6. Dependence of period of wave instabilities from mass flux for examined temperature values on refrigerant inlet to channel [16]



Rys. 7. Zależność amplitudy niestabilności falowych od strumienia masy czynnika dla badanych typów kanałów rurowych [16]

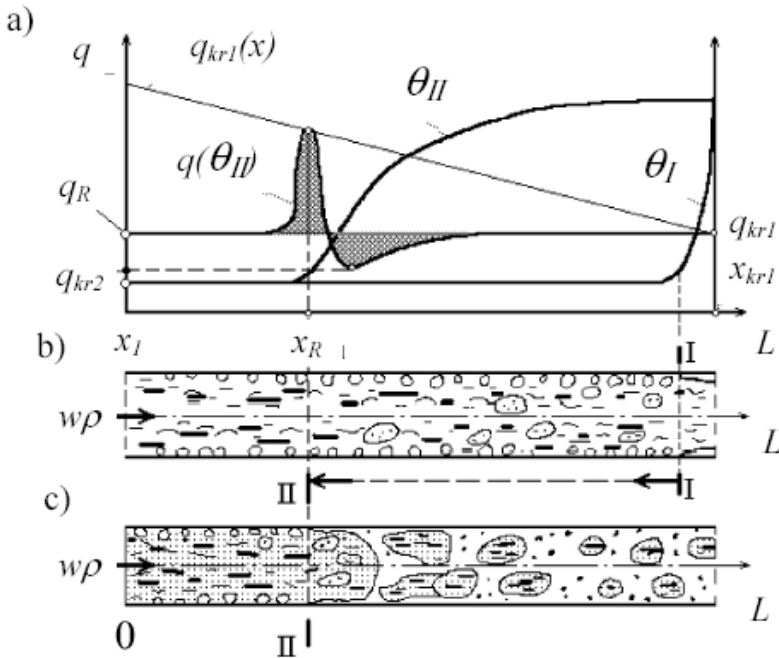
Fig. 7. Dependence of amplitude of wave instabilities from refrigerant's mass flux for examined types of tubular channels [16]

6. Falowe niestabilności temperaturowe

Falowe niestabilności cieplne wynikają zwykle ze zmiany temperatury ogrzewanej ścianki kanału lub przepływającej mieszaniny dwufazowej. Towarzyszą one zmianie mechanizmu transportu ciepła w ośrodku dwufazowym. Mają również związek ze zmianą struktury płynu, będącego w bezpośrednim kontakcie z powierzchnią wymiany ciepła. Warunki takie mogą występować podczas rozpoczęcia lub zakończenia przemiany fazowej wrzenia lub skraplania, którym towarzyszy przejście frontu wrzenia lub skraplania, a także być następstwem zmiany rodzaju przemiany fazowej, np. podczas pierwszego lub drugiego kryzysu wrzenia, kiedy wrzenie pęcherzykowe zostaje zastąpione wrzeniem błonowym lub odwrotnie. Takie oscylacje temperatury ogrzewanej ścianki wymiennika występują także podczas wrzenia przejściowego, kiedy wrząca ciecz lub para nasycona mają okresowo kontakt z powierzchnią wymiany ciepła. Oscylacje temperatury są bardzo niebezpieczne w eksploatacji, bowiem mogą wywołać impulsową zmianę ciśnienia rzędu $0,34 \div 0,68$ MPa i temperatury do 300K (woda). Przyczyną niestabilności cieplnych mogą być falowe niestabilności strumienia masy w układzie.

W pracy [17] przedstawiono wyniki badań takich niestabilności temperaturowych podczas wrzenia przejściowego wody w objętości i podczas przepływu. Badano wymianę ciepła przy wrzeniu w objętości na powierzchni poziomego walca zanurzonego w wodzie, w zakresie ciśnienia $p = 3 \div 10$ MPa. Podczas wrzenia w zakresie przejściowym, gdy wrzenie pęcherzykowe odbywało się na części powierzchni walca, pozostałą część obejmowało wrzenie błonowe. Zaobserwowano zamianę wrzenia pęcherzykowego na wrzenie błonowe i odwrotnie. Odbywało to się w postaci *fali pelzającej* na powierzchni walca. Zmiana ustroju wrzenia powodowała zmianę temperatury i gęstości strumienia ciepła na ogrzewanej powierzchni. Jeżeli wrzenie pęcherzykowe było zastępowane wrzeniem błonowym, wówczas następował wzrost temperatury powierzchni i spadek gęstości strumienia ciepła. Można powiedzieć, że przemieszczała się po powierzchni fala wzrostu temperatury – zwana umownie „falą gorącą”. Jeżeli wrzenie błonowe było zastępowane wrzeniem pęcherzykowym, wtedy następował spadek temperatury ogrzewanej powierzchni i wzrost strumienia ciepła. Przemieszczała się tak zwana fala spadku temperatury – zwana „falą zimną”.

Przemieszczanie się fali temperaturowej podczas wrzenia w przepływie jest zjawiskiem bardzo złożonym. W tym przypadku przejście fali temperaturowej jest sprzężone ze zmianą ustroju wrzenia i może ono towarzyszyć rozpoczęciu wrzenia pęcherzykowego w przepływającej cieczy lub rozpoczęciu wrzenia błonowego podczas pierwszego kryzysu wrzenia. Na rys. 8 przedstawiono interpretację graficzną modelowego przejścia fali temperaturowej w kanale rurowym, do którego doprowadzano wodę przechłodzoną [17]. Badania wykonano w stanie zbliżonym do quasistatycznego, zwiększając gęstość strumienia ciepła na ogrzewanej ścianie kanału q_w do momentu wywołania fali temperaturowej. Wraz ze wzrostem gęstości strumienia ciepła q_w następował rozwój wrzenia pęcherzykowego w kanale. Po osiągnięciu sprzyjających warunków (q_{kr1}) rozpoczął się na końcu kanału proces tworzenia błony parowej na wewnętrznej ścianie kanału. Powodowało to spadek intensywności wymiany ciepła i gwałtowny wzrost temperatury ogrzewanej ścianki θ_l ($\theta_l = T_w - T_s$) – przekrój I – I (na rys. 8b). Następnie błona parowa przesuwiała się wzdłuż kanału w kierunku przeciwnym do przepływu wrzącego czynnika. Towarzyszył temu wzrost temperatury ścianki kanału θ_{II} . Front fali temperaturowej pokazano w przekroju II – II (na rys. 8c). Podano również wielkości gęstości strumieni krytycznych q_{kr1} i q_{kr2} oraz gęstości strumienia ciepła równowagowego q_R (rys. 3.11a). Proces przejścia fali odbywał się do momentu, gdy ilość ciepła dostarczanego do ogrzewanego kanału rurowego była równa ilości ciepła odbieranego przez wrzący czynnik. Można powiedzieć, że wtedy fala jak gdyby „zatrzymywała się”, a oba ustroje wrzenia były w swego rodzaju „równowadze”. Dalsze podwyższenie gęstości strumienia ciepła q_w na ogrzewanej ścianie powodowało kontynuację przesuwania się fali temperaturowej.



Rys. 8. Model przejścia fali temperaturowej w kanale rurowym [17]; a) profile temperatury ścianki kanału (θ_I , θ_{II}) oraz zmiana lokalnej gęstości strumienia ciepła $q(\theta)$, b) interpretacja graficzna początku wrzenia błonowego na wypływie czynnika z ogrzewanego kanału, c) stan równowagi pomiędzy wrzeniem pęcherzykowym i błonowym w kanale, x – stopień suchości pary

Fig. 8. Model of temperature wave passage in tubular channel [17]; profiles of channel wall temperature (θ_I , θ_{II}) and change of local heat flux density $q(\theta)$, b) graphical interpretation of start of film boiling on refrigerant's outflow from heated channel, c) equilibrium state between bubble boiling and film boiling in channel x : vapour dryness level

7. Falowe niestabilności ciśnieniowe

Niestabilności w postaci przemieszczania się fali ciśnieniowej (oscylacje typu „spadek ciśnienia”) występują w ośrodkach ściśliwych. Oznacza to, że mogą występować w ośrodkach dwufazowych typu ciecz-gaz, szczególnie podczas przepływu czynnika w kanale. Mogą one prze-

mieszcząc się zarówno „w górę przepływu”, jak również zgodnie z kierunkiem przepływu czynnika. W takim ośrodku ma miejsce zjawisko polegające na tym, że podstawowa niestabilność statyczna wywołuje niestabilność dynamiczną, którą cechują oscylacje ciśnienia o niskiej częstotliwości. Okres oscylacji spadku ciśnienia zmienia się od 18 do 70 s i jest określony stałą czasową, zależną od objętości instalacji i ściśliwości przepływającej mieszaniny dwufazowej. Okresy oscylacji fali ciśnieniowej są zazwyczaj wyższe, od oscylacji gęstości strumienia masy w kanale.

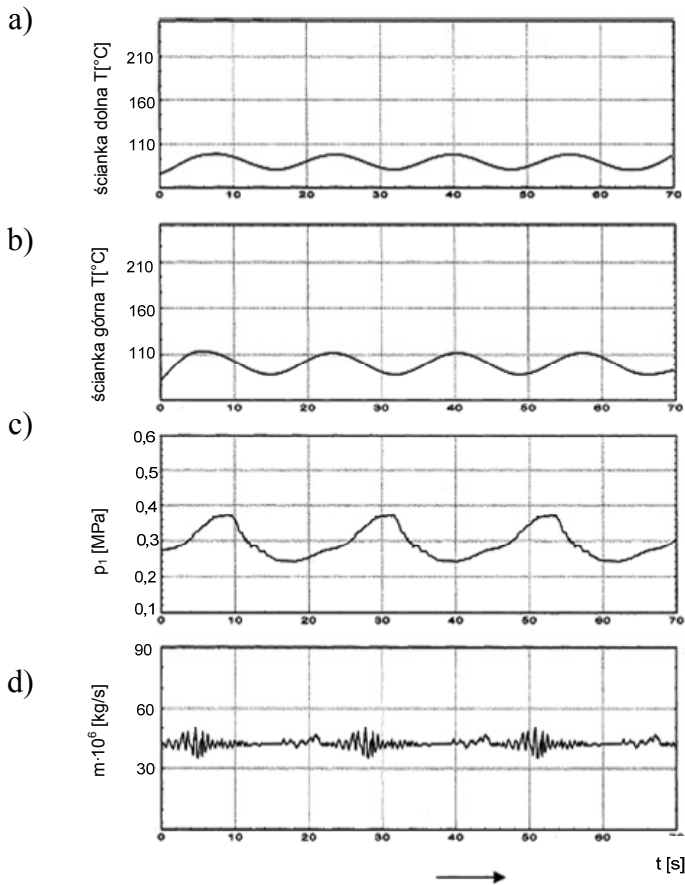
Interesujące wyniki badań dotyczące niestabilności ciśnieniowych zawarto w pracy [16]. Badania przeprowadzono dla przepływu czynnika R11 w kanale rurowym o średnicy wewnętrznej $d_w = 0,018$ m i długości 3,5 m. Na końcu kanału pomiarowego znajdowało się przewężenie o wartości $\beta = d_p/d_w = 0,448$, gdzie: d_p – średnica wewnętrzna przewężenia, d_w – średnica wewnętrzna kanału. Obserwowano niestabilności ciśnieniowe o dużej amplitudzie wahań ciśnienia, temperatury ścianki ogrzewanego kanału i masowego natężenia przepływu czynnika. Stwierdzono, że wraz ze wzrostem niedogrzaną cieczy na dopływie do kanału pomiarowego wzrastała amplituda zmiany ciśnienia, a obniżenie strumienia masy czynnika w kanale powodowało jej zmniejszenie. Spadek niedogrzaną cieczy do temperatury nasycenia, jak również obniżenie natężenia przepływu czynnika w kanale powodowały zmniejszenie okresu fali ciśnieniowej. Stwierdzono również nakładanie się niestabilności ciśnieniowej i gęstości strumienia masy, co zwiększa i potęguje efekty tego zjawiska.

Na rys. 9 przedstawiono wyniki badań zmiany temperatury ścianki ogrzewanego kanału pomiarowego (na dole i na górze obwodu przekroju poprzecznego), ciśnienia na dopływie do kanału pomiarowego oraz masowego natężenia przepływu. Można zauważyć duże amplitudy temperatury ścianki z tym, że temperatura górnej powierzchni ścianki kanału oscyluje bardziej, niż dolnej. Należy zwrócić uwagę, że częstotliwość zmiany temperatury ścianki jest większa, od częstotliwości zmiany ciśnienia i strumienia masy w kanale. W prezentowanym przypadku wartość okresu zmian wynosiła odpowiednio 17, 22 i 24 s. Zmiany temperatury ścianki związane są ze zmianą stopnia zapełnienia w kanale, która jest wynikiem ilości odparowującego czynnika, co z kolei zależy od natężenia jego przepływu. Przy małym natężeniu przepływu niedogrzaną cieczy ulega

znacznemu zmniejszeniu, co sprzyja rozwojowi wrzenia i zwiększa ilość fazy gazowej w kanale (szczególnie w górnej części poziomego kanału). W fazie gazowej spada intensywność przejmowania ciepła i wzrasta temperatura ścianki. Wraz ze wzrostem fazy gazowej wzrastają opory przepływu, co powoduje zmianę ciśnienia. Zjawisko jest dodatkowo potęgowane przez przewężenie umieszczone na wypływie czynnika z kanału, które utrudnia wyrównanie ciśnienia w instalacji. Powstaje fala odbita, która wzmacnia efekt braku stanu stabilnego w układzie.

8. Falowy charakter niestabilności początku przemian fazowych

Niestabilności początku przemiany fazowej mogą występować podczas rozpoczęcia procesu wrzenia i skraplania czynnika roboczego w przepływie. Szczególnie duże zmiany parametrów ciepłno-przepływowych czynnika i ogrzewanej powierzchni mają miejsce na początku wrzenia [26]. Oscylacje ciśnienia i temperatury są wtedy znacznie większe i trwają dłużej, niż podczas zaburzeń, których przyczyną są fala ciśnieniowa lub zmiany gęstości strumienia masy. Już po osiągnięciu parametrów stanu wrzenia czynnika zaczynają pojawiać się niestabilne oddziaływania w przepływie. Niestabilności związane z początkiem wrzenia nazwano *oscylacją początku wrzenia*. Załóżmy, że do ogrzewanego kanału doprowadza się przechłodzony czynnik roboczy, który ulega podgrzaniu podczas przepływu w kanale. Po osiągnięciu odpowiedniego przegrzania rozpoczyna się proces wrzenia na ściance kanału. Powstanie mieszaniny dwufazowej powoduje gwałtowny wzrost oporów przepływu, wzrost ciśnienia i spadek gęstości strumienia masy. Taka zmiana parametrów czynnika „przesuwa położenie początku wrzenia” w kanale. W wyniku sprzężenia zmiany ciśnienia i gęstości strumienia masy początek wrzenia przesuwają się w kierunku odwrotnym, czyli spada ilość produkowanej pary, maleją opory przepływu i ciśnienie, a wzrasta gęstość strumienia masy. Oscylacje te charakteryzują się dużą wartością amplitudy.

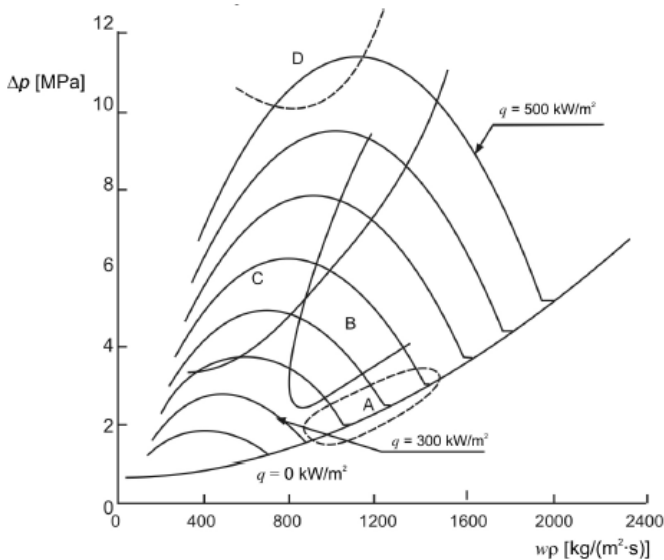


Rys. 9. Zależność parametrów przepływu dwufazowego od czasu w warunkach występowania niestabilności ciśnieniowych w kanale poziomym ($T_1 = 22^\circ\text{C}$, $\dot{m} = 0,041 \text{ kg/s}$) [16]: a) temperatura ścianki na dole obwodu przekroju poprzecznego kanału, b) temperatura ścianki na górze obwodu przekroju poprzecznego kanału, c) ciśnienie na dopływie do kanału pomiarowego, d) masowe natężenie przepływu

Fig. 9. Dependence of two-phase flow parameters from time in condition of the occurrence of pressure instabilities in horizontal channel ($T_1 = 22^\circ\text{C}$, $\dot{m} = 0.041 \text{ kg/s}$) [16]: a) wall temperature at the bottom of channel's cross-section perimeter, b) wall temperature at the top of channel's cross-section perimeter, c) pressure on inflow to measuring channel, d) mass flow intensity

W pracy [26] opisano szczegółowo badania eksperymentalne początku wrzenia wody w pionowym kanale rurowym, z przepływem czynnika ku górze. Badania przeprowadzono w szerokim zakresie parametrów cieplno-przepływowych: ciśnienie $p = 3 \div 10$ MPa, gęstość strumienia masy ($w\rho$) = $600 \div 1300$ kg/(m² · s), przechłodzenie cieczy na dopływie do kanału pomiarowego $\Delta T_s = 10 \div 90$ K, gęstość strumienia ciepła $q = 0 \div 700$ kW/m², stosunek przewężenia na wypływie czynnika z kanału pomiarowego $\beta = 0,33; 0,417; 0,5$, gdzie $\beta = \frac{d_i}{D}$, d_i – średnica wewnętrzna kanału na wypływie z odcinka pomiarowego, D – średnica wewnętrzna kanału na odcinku pomiarowym.

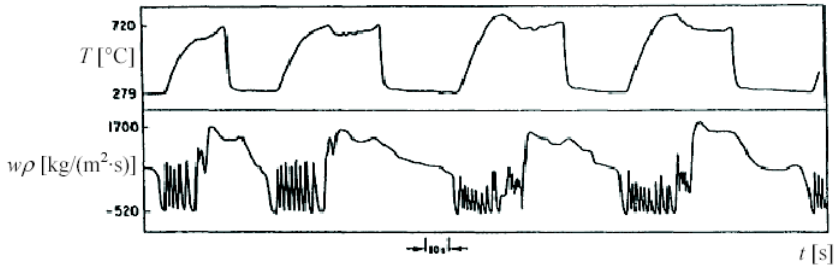
Podczas badań doprowadzano czynnik roboczy do kanału pomiarowego w postaci cieczy przechłodzonej, o ustalonych w czasie parametrach. Następnie quasistatycznie zwiększano strumień ciepła q_w na ogrzewanej ścianie, aż do rozpoczęcia procesu wrzenia. Wraz z rozpoczęciem procesu wrzenia występowały zaburzenia w układzie, które objawiały się zmianami ciśnienia, gęstości, strumienia masy i temperatury ogrzewanej ścianki kanału. Zaobserwowano oscylowanie tych parametrów. W przypadkach, gdy one zanikały, stan układu przyjmowano jako stabilny. Jeżeli następował rozwój i podtrzymywanie oscylacji parametrów przyjmowano, że układ jest niestabilny i znajduje się w równowadze chwiejnej. Niestabilnościom początku wrzenia towarzyszyły niestabilności ciśnieniowe oraz związane ze zmianą gęstości strumienia masy. Na rys.10 pokazano charakterystyczne obszary występowania niestabilności podczas wrzenia wody. W obszarze *A* występują niestabilności początku wrzenia, w obszarze *B* – typu ciśnieniowego, zaś w obszarach *C* i *D* mogą mieć miejsce niestabilności związane, odpowiednio ze zmianą strumienia masy oraz temperatury.



Rys. 10. Wyniki badań obszaru występowania niestabilności podczas wrzenia wody [26]; $p = 3,8 \text{ MPa}$, $\Delta T_S = 90\text{K}$, $\beta = 0,33$, *A* – obszar niestabilności początku wrzenia, *B* – niestabilności ciśnieniowe, *C* – niestabilności związane ze zmianą strumienia masy, *D* – niestabilności temperaturowe

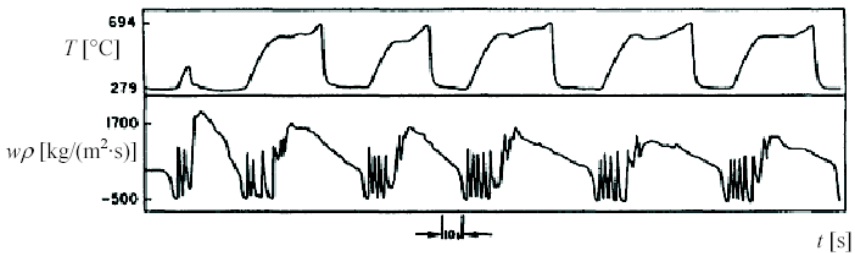
Fig. 10. Results of examinations of the area of the occurrence of instabilities during water boiling [26]; $p = 3.8 \text{ MPa}$, $\Delta T_S = 90\text{K}$, $\beta = 0.33$, *A*: instability area of boiling start, *B*: pressure instabilities, *C*: instabilities connected with mass flux change, *D*: temperature instabilities

Na rys. 11 i 12 przedstawiono przykładowe zmiany natężenia przepływu wody i temperatury ogrzewanej powierzchni kanału podczas występowania niestabilności na początku wrzenia. Można zauważyć, że okresy tych niestabilności są stosunkowo duże i wynoszą około $60 \div 120 \text{ s}$. Duże są również amplitudy zmiany gęstości strumienia masy i temperatury ścianki. Wynoszą one odpowiednio $500 \div 1200 \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ i $300 \div 500\text{K}$. Niestabilności początku wrzenia różnią się wyraźnie od oscylacji typu ciśnieniowego (rys. 13) i oscylacji zmiany strumienia masy (rys. 14).



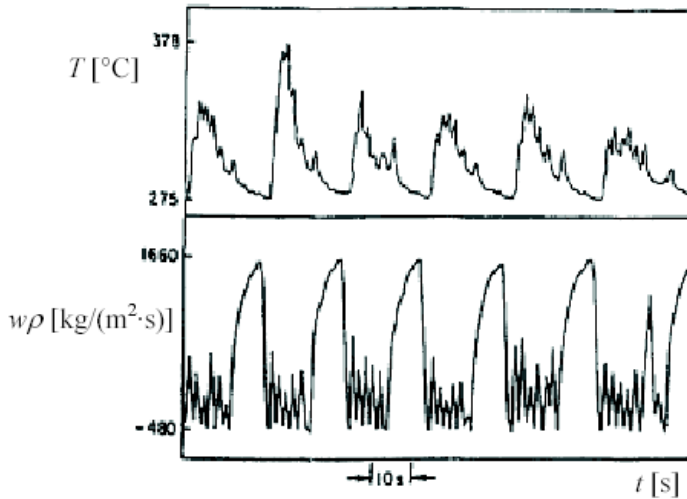
Rys. 11. Wyniki badań niestabilności początku wrzenia [26]; $p = 5,0$ MPa,
 $\Delta T_S = 60\text{K}$, $\beta = 0,417$, $(w\rho) = 1123,9$ $\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$, $\dot{Q} = 336,6$ kW/m^2
 [26]

Fig. 11. Results of examinations of boiling start instabilities [26]; $p = 5.0$ MPa,
 $\Delta T_S = 60\text{K}$, $\beta = 0.417$, $(w\rho) = 1,123.9$ $\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$, $\dot{Q} = 336.6$ kW/m^2
 [26]



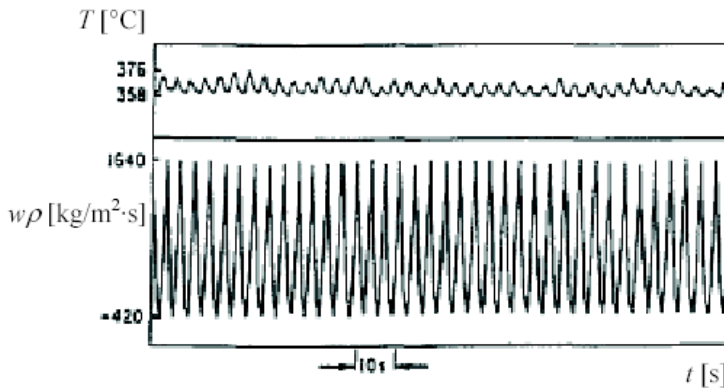
Rys. 12. Wyniki badań niestabilności początku wrzenia [26]; $p = 5,0$ MPa,
 $\Delta T_S = 90\text{K}$, $\beta = 0,417$, $(w\rho) = 9733,8$ $\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$, $\dot{Q} = 302,8$ kW/m^2

Fig. 12. Results of examinations of boiling start instabilities [26]; $p = 5.0$ MPa,
 $\Delta T_S = 90\text{K}$, $\beta = 0.417$, $(w\rho) = 9,733.8$ $\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$, $\dot{Q} = 302.8$ kW/m^2



Rys. 13. Wyniki badań niestabilności ciśnieniowych [26]; $p = 3,0$ MPa, $\Delta T_S = 90\text{K}$, $\beta = 0,33$, $(w\rho) = 1123,9$ kg/(m²·s), $\dot{Q} = 474,8$ kW/m²

Fig. 13. Results of examinations of pressure instabilities [26]; $p = 3.0$ MPa, $\Delta T_S = 90\text{K}$, $\beta = 0.33$, $(w\rho) = 1,123.9$ kg/(m²·s), $\dot{Q} = 474.8$ kW/m²



Rys. 14. Wyniki badań niestabilności związanych ze zmianą gęstości strumienia masy [26]; $p = 10,0$ MPa, $\Delta T_S = 90\text{K}$, $\beta = 0,33$, $(w\rho) = 937,5$ kg/(m²·s), $\dot{Q} = 580,5$ kW/m²

Fig. 14. Results of examinations of instabilities connected with the change of mass flux density [26]; $p = 10.0$ MPa, $\Delta T_S = 90\text{K}$, $\beta = 0.33$, $(w\rho) = 937.5$ kg/(m²·s), $\dot{Q} = 580.5$ kW/m²

Obszar niestabilności początku wrzenia jest niewielki. Zdarzają się one tylko przy dużym przechłodzeniu cieczy (dla wody powyżej 60K). Dla przechłodzenia wody wynoszącego około 50K zaobserwowano tylko pojedyncze cykle niestabilne, które ulegały wygaszeniu. Przy mniejszym przechłodzeniu nie stwierdzono oscylacji początku wrzenia. Stwierdzono również, że niestabilności początku wrzenia występują przy stosunkowo niskich gęstościach strumienia ciepła i znikają przy jego wzroście, a stan układu dąży do ustalonego. Okres oscylacji początku wrzenia jest większy, niż okresy oscylacji typu ciśnieniowego (3÷5 razy) i zmian strumienia masy. Amplitudy temperatury ścianki są również znacznie wyższe. Szczegółowy opis niestabilności w ośrodkach dwufazowych o charakterze falowym przedstawiono w pracy [13].

9. Podsumowanie

W opracowaniu ograniczono zakres analizy do dwóch charakterystycznych przemian fazowych, to znaczy wrzenia i skraplania. Brak pełnej odwracalności między tymi przemianami nie pozwala na deterministyczny sposób ich analizy, bowiem ich realizacji towarzyszą, niekiedy jakościowo różne zjawiska. Bez względu na to, czy przemiana fazowa zachodzi w objętości, czy też w przepływie, występowanie stanów niestabilnych tłumaczy się powstawaniem warunków nierównowagi termodynamicznej podczas ich realizacji. Wspólna przyczyna wywołania niestabilności skutkuje bardzo wieloma ich odmianami. Według obecnego stanu wiedzy klasyfikacja typów niestabilności jest bardzo utrudniona, z uwagi na znaczne rozproszenie źródeł bibliograficznych oraz stosowaną terminologię. Podkreślić należy, że zdecydowana większość publikacji w literaturze dotyczy prezentacji wyników badań eksperymentalnych, natomiast od kilku lat obserwuje się systematyczny wzrost liczby publikacji zawierających analizy teoretyczne niestabilności przemian fazowych. Istnieje jednak wiele obszarów, które wymagają dalszych badań.

Ważnym zagadnieniem jest falowy charakter niestabilności w ośrodkach wielofazowych. Badania wielu autorów prowadzone w okresie kilkunastu ostatnich lat dowiodły, że niestabilności występujące w ośrodkach wielofazowych (zwłaszcza dwufazowych) mają charakter falowy. Występuje znacząca różnica w ocenie niestabilności występujących w ośrodkach jednofazowych i dwufazowych. Niestabilności

o charakterze falowym występujące w przepływach dwufazowych wynikają przede wszystkim z oddziaływania dyssypatywnego i własności dyspersyjnych tych ośrodków. W pracy zwrócono uwagę na charakterystyczne formy niestabilności w ośrodkach dwufazowych, to znaczy: związane ze zmianami strumienia masy czynnika, niestabilności falowe o charakterze ciśnieniowym, temperaturowym i wywołane zmianą stopnia zapelnienia. Falowy charakter dotyczy również niestabilności towarzyszących stanom początkowym i końcowym przemian fazowych oraz niestabilnościom w mikrokanalach. W pracy przedstawiono analizę wpływu zmian różnych wielkości charakteryzujących przemianę fazową na wystąpienie niestabilności. Pokazano, że gwałtowna zmiana wymienionych wyżej parametrów (p , T , $w\rho$, φ) może powodować przejście układu w zakres stanów niestabilnych. Podano zakres parametrów, w których układ dwufazowy osiąga stany niestabilne.

Przemiany fazowe czynników energetycznych występują także w pewnym istotnym obszarze techniki, jakim są sprężarkowe instalacje chłodnicze. Wieloletnie badania autora oraz innych dowodzą, że sprężarkowe układy chłodnicze są bardzo „czułe” na wszelkie zaburzenia o charakterze wewnętrznym i zewnętrznym. W związku z zastąpieniem usuniętych z chłodnictwa freonów nowymi proekologicznymi czynnikami chłodniczymi występuje znaczący problem oceny form i skutków oddziaływania niestabilności przemian fazowych w takich układach.

Okazuje się, że nie wszystkie oceny niestabilności występujące dla różnych czynników energetycznych mogą być przeniesione do czynników chłodniczych. Wprawdzie ukazuje się w ostatnich latach wiele publikacji, dotyczących niestabilności przemian fazowych wrzenia i skraplania czynników chłodniczych (w tym nowych czynników), jednak ich zakres jest bardzo ograniczony. Jako nowatorskie należy wymienić badania dotyczące przemian fazowych czynników chłodniczych w warunkach zaburzeń jednostkowych oraz generowanych periodyczne [11, 12], o których publikacje w literaturze traktują śladowo.

W zakończeniu trzeba zaznaczyć, że problemy niestabilności przemian fazowych czynników energetycznych są ważne nie tylko z punktu widzenia poznawczego, ale także aplikacyjnego. Prawidłowa ocena występujących niestabilności w układach energetycznych wiąże się wyraźnie z bezpieczeństwem ich pracy. Zarówno deterministyczne, jak i probabilistyczne określenie stopnia odchylenia stanu układu od jego

stanu równowagi jest ważną informacją w eksploatacji układów energetycznych i może spowodować, że uniknie się awarii takich układów, przy wejściu w obszar stanów niestabilnych.

Literatura

1. **Badur J., Banaszekiewicz M.:** *A model of two-phase flow with relaxational-gradient microstructure*. Proc. 3th International Conference on Multiphase Flow, ICMF'98, Lyon, France, June 8-12. 1998.
2. **Badur J., Bilicki Z., Kwidziński R.:** *Operacyjna lepkość objętościowa w procesie transportu pędu ekspandującej wody i uderzeniowej kondensacji pary wodnej*. Zeszyty Naukowe IMP PAN, Gdańsk 479/1428/07.
3. **Bergles A.E.:** *Review of instabilities in two-phase systems*. Hemisphere Publishing Corporation, Bristol, 1977.
4. **Bilicki Z.:** *Opis systemu dwufazowego modelem ciągłym*. Prace Instytutu Maszyn Przepływowych. Gdańsk, nr 167/1066, 1983.
5. **Bilicki Z.:** *Koncepcja parametrów wewnętrznych na tle obecnych tendencji w termodynamice procesów nieodwracalnych i jej zastosowanie w przepływach dwufazowych*. Prace Instytutu Maszyn Przepływowych PAN, Gdańsk, 421/1379/94, 1994.
6. **Bilicki Z.:** *Nierównowaga termodynamiczna w ośrodku dwufazowym*. XVI Zjazd Termodynamików, Koszalin-Kołobrzeg, tom III, 45-73, 1996.
7. **Bilicki Z., Downar-Zapolski P.:** *Criteria of choking in nonequilibrium two-phase flow*. Archiwum Termodynamiki, vol. 13, no 1-4, 113-123, 1992.
8. **Bilicki Z., Kardaś.:** *Numeryczne modelowanie fal zagęszczonych w przepływach dwufazowych*. Prace Instytutu Maszyn Przepływowych PAN, Gdańsk, 386/1326/93, 1993.
9. **Bilicki Z.:** *Modelowanie przepływów wielofazowych*. Materiały XIII Krajowej Konferencji Mechaniki Płynów, Częstochowa, 21-26.09.1998, tom 3, 165-188, 1998.
10. **Bilicki Z.:** *Zjawiska falowe w przepływach dwufazowych*. Materiały XIII Krajowej Konferencji Mechaniki Płynów, Częstochowa, 21-26.09.1998, tom 3, 41-60, 1998.
11. **Bohdal T.:** *Investigation of boiling of refrigerating medium under conditions of impulse disturbances*. Int. J. Experimental Heat Transfer, vol. 17, no 2, 103-117, 2004.
12. **Bohdal T., Kuczyński W.:** *Investigation of boiling of refrigeration medium under periodic disturbance conditions*. Int. J. Experimental Heat Transfer, vol. 18, no 3, 135-151, 2005.

13. **Bohdal T.:** *Przyczyny niestabilności przemian fazowych czynników energetycznych.* Monografia, Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 2007.
14. **Cao L., Kakaç S., Liu H.T., Sarma P.K.:** *The effects of thermal non-equilibrium and inlet temperature on two-phase flow pressure drop type instabilities in an upflow boiling system.* Int. J. Therm. Sci. 39, 88-905, 2000.
15. **Carey V.P.:** *Liquid-vapor phase-change phenomena.* Hemisphere Publishing Corporation, Washington 1992.
16. **Comakli Ö., Karsli S., Yilmaz M.:** *Experimental investigation of two phase flow instabilities in a horizontal in-tube boiling system.* Energy Conversion and Management 43, 249-268, 2002.
17. **Gabaraev B., Kvalev S.A., Molochnikov Yu. S., Soloviev S.L., Usatkov S.V.:** *Boiling curve in temperature wave region.* Int. J. Heat Mass Transfer, vol. 46, pp. 139-148, 2003.
18. **Kakaç S., Veziroglu T.N., Özboya N., Lee S.S.:** *Transient boiling flow instabilities in a multi-channel upflow system.* Wärme-Stoffübertragung, vol. 10, 175-178, 1977.
19. **Kakaç S., Veziroglu T.N., Padki M.M., Fu L. Q., Chen X. J.:** *Investigation of thermal instabilities in a forced convective upward boiling system.* Experimental Thermal Fluid Sci., Vol. 3, 181-201, 1990.
20. **Karsli S., Yilmaz M., Comakli O.:** *The effect of internal surface modification on flow instabilities in forced convection boiling in a horizontal tube.* Int. J. of Heat and Fluid Flow, vol. 23, 776-791, 2002.
21. **Mayinger F., Kastner W.:** *Berechnung Instabilitäten in Zweiphasenströmungen.* Int. J. Chem. Ing. Tech., vol. 40, 1185-1192, 1968.
22. **Mikielewicz J.:** *Wybrane zagadnienia generacji pary w obiegu dwuczynnikowym.* Biuletyn Instytutu Maszyn Przepływowych PAN, Gdańsk, nr 34/720/1972, 1972.
23. **Nguyen D.L., Winter E.R.F., Greiner M.:** *Sonic velocity in two-phase system.* Int. J. Multiphase Flow, vol. 7, no 3, 321-336, 1981.
24. **Seporaitis M., Pabarcus R., Almenas K.:** *Study of controlled condensation implosion events.* Proc of ICONE10. 10th Intern. Conf. on Nuclear Engineering, Arlington, Virginia (Washington DC), USA, 7 pages, 2002.
25. **Stenning A.H.:** *Instabilities in the flow of a boiling liquid.* J. Basic Eng. Trans., ASME, Series D, vol 86, 213-220, 1964.
26. **Wang Q., Chen J., Kakaç S., Ding Y.:** *Boiling onset oscillation: a new type of dynamic instability in a forced-convection upflow boiling system.* Int. J. Heat and Fluid Flow, vol. 17, 418-423, 1996.

Wykaz ważniejszych oznaczeń

c	- prędkość dźwięku, [m/s], ciepło właściwe, [J/kg·K],
d	- średnica wewnętrzna kanału rurowego, [m],
g	- przyspieszenie ziemskie, [m ² /s],
L	- długość kanału, [m],
\dot{m}	- strumień masy, [kg/s],
p	- ciśnienie [Pa], [MPa],
Δp	- spadek ciśnienia [Pa], [MPa],
R	- indywidualna stała gazowa, [J/kg·K],
q	- gęstość strumienia ciepła, [W/m ²],
\dot{Q}	- strumień ciepła, [W],
t	- czas, [s],
Δt	- przedział czasu, [s],
T	- temperatura, [°C],
ΔT	- spadek temperatury [K],
v	- prędkość fali, [m/s], objętość właściwa [m ³ /kg],
w	- prędkość płynu, [m/s],
x	- stopień suchości,
z	- współrzędna osiowa, [m],
$(w\rho)$	- gęstość strumienia masy, [kg/m ² s],
β	- współczynnik przewodzenia kanału,
φ	- stopień zapełnienia,
θ	- różnica temperatury, [K],
ρ	- gęstość, [kg/m ³],

Indeksy dotyczą:

Dolne

f	- tarcia,
F	- płynu,
h	- średnicy hydraulicznej,
kr	- parametrów krytycznych,
p	- ciśnienia, przewodzenia kanału,
s	- nasycenia,
T	- temperatury,
w	- ścianki, średnicy wewnętrznej,
wl	- parametrów na dopływie do kanału,
l	- parametrów początkowych,

górne

$prim$	- fazy ciekłej,
bis	- fazy gazowej.

Analysis of Instability in Phase Transitions of Energy Media.

Part I - Assessment of Knowledge

Abstract

A principle of operation of some machines and electrical equipment consists in making use of the phase transition of energy media in a thermodynamic cycle. Under the notion of an energy medium we understand both the energy carrier and also the thermodynamic factor being subject to the transitions and taking part in the conversion of energy, being directly or indirectly involved in it. Water, refrigerants, water solutions of salt, etc are rated among energy media. The fact that the phase transitions of energy media occurring in evaporators and condensers of machines and equipment are very 'sensitive' to all the instabilities, both external and internal in character, appearing in the course of operational use could be considered as well-substantiated.

In general, the instabilities in a two-phase flow could be divided into two categories. The flow is considered as static stable if the source of instabilities is inseparably tied up with parameters of the steady-state system. Due to the fact, that the instability follows from a change in value of the steady-state system parameters one can expect that it is possible to predict the onset of the instability merely knowing this steady state. The static instability mostly leads to the other working point of this system in a steady state or the periodic oscillations in its behaviour. As an example of static instabilities the instability of the first boiling crisis or a so-called *Leddinegg* instability could be mentioned. The instability of the first boiling crisis takes place in case of changing the heat-exchange mechanism during the process of boiling in volume. When the heat flux on the heated surface reaches the critical value the bubble boiling is replaced by the film boiling.

If the thermal or hydrodynamic reactions, giving the distinct inertial effects, are the main reason for the system instabilities, then the flow is unstable, dependent on so-called dynamic instabilities. Such the instabilities in flow through the two-phase medium of a fluid-gas type could be transferred by means of two mechanisms, i.e. the acoustic waves (pressure instabilities) and the waves of mass flux density change (as an effect of the filling ratio fluctuations). These phenomena are wavy in character, but the velocities of wave propagation are very different. The acoustic waves are marked by high frequencies, whereas the wave oscillations of mass flux density change usually have much lower frequency.

The acoustic instabilities result from the pressure-wave propagation in a two-phase flow. The acoustic oscillations may occur during the subcooled boiling and at the developed boiling in flow providing the critical heat flux was reached and the system was converted into the film boiling. According to *Bergles*, the acoustic oscillations may affect the course of flow. An amplitude of the acoustic pressure oscillations may reach the high value, compared the average value of the fluctuation frequency transition in two-phase media. The frequency of oscillations of this type recorded during the experimental investigations was within the scope $10 \div 10\,000$ Hz.

The wave of the mass flux density change velocity is relatively low, due to the time required for the fluid particle to flow through a coil pipe. Waves of this type are observed mostly in the course of boiling in flow, when a coil pipe is supplied with the fluid heated below the temperature of saturation (subcooled boiling). These oscillations follow directly from the relation between the process of boiling and the properties of a two-phase flow. An instantaneous drop in a flow rate at the intake results in an increase of the specific enthalpy in this region. The higher enthalpy at a part of a subcooled flow leads to a local rise in temperature of the medium. It reduces the value of fluid underheating to the saturation temperature and shifts the initial point of boiling inversely to a flow of the medium. From the onset of boiling in flow, a local filling ratio and a coefficient of vapour dryness in a coil pipe were increasing.

A local increase in the vapour dryness and the filling ratio led to the instability in a thickness of a thin film of fluid on a coil pipe wall. It can produce a change in the flow structure from a bubble an annular flow, which consequently causes the flow to be re-accelerated. There is an increase in a local gradient of pressure leading to the further drop in a total pressure during the two-phase flow in a coil pipe. Small fluctuations in a flow rate could be intensified until the specific amplitude of the wave of the mass flux density change was obtained. It has been confirmed by experimental investigations, which reveal the characteristic oscillation features of the wave of the mass flux density change. They pointed out that the oscillations of the wave of the mass flux density change are strongly dependent of changes in a heat flux density, a degree of cross-section reduction at the intake and the outlet of the medium in a coil pipe, a single- and two-phase frictional pressure drop in a coil pipe, super-cooling, a flow rate of the medium and changes in the system pressure.



Analiza niestabilności przemian fazowych czynników energetycznych. Część II – Badania eksperymentalne własne

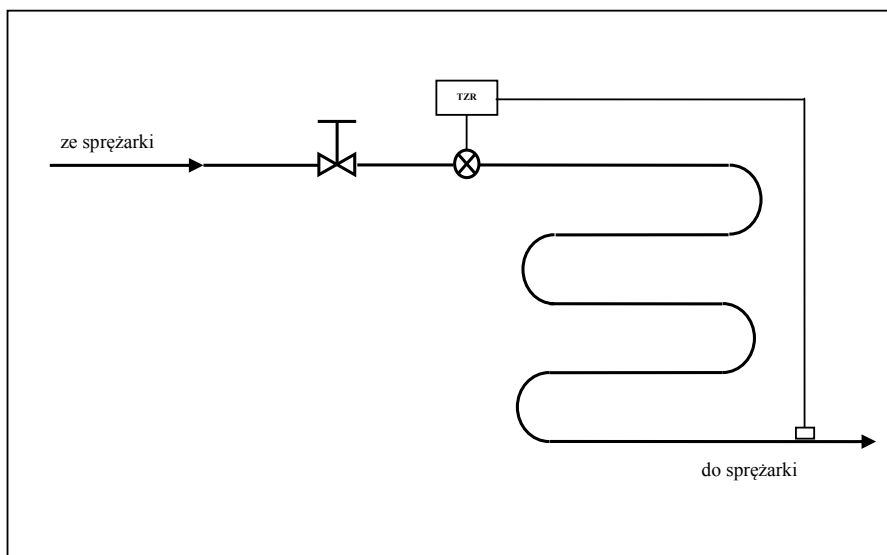
Tadeusz Bohdal
Politechnika Koszalińska

1. Wstęp

W praktyce eksploatacyjnej mają często miejsce przypadki zaburzeń typu jednostkowego spowodowane wystąpieniem gwałtownej zmiany parametrów układu [3]. Jako przyczyny tego typu zaburzeń można wymienić, między innymi, wystąpienie niedrożności zaworu lub kanału przepływowego, powstanie awarii układu zasilania parownika lub skraplacza, zamknięcie lub otwarcie zaworu odcinającego, gwałtowna zmiana obciążenia cieplnego, uszkodzenie wentylatora chłodnicy lub skraplacza chłodzonego powietrzem itd. Oprócz zaburzeń jednostkowych mogą występować w obiegu chłodniczym zaburzenia generowane w sposób periodyczny, na przykład wskutek okresowego działania elementów automatyki chłodniczej, czy dynamicznej zmiany parametrów zasilania parownika, wynikających ze zjawiska migotania termostatycznego zaworu rozprężnego [4]. W części pierwszej [6] opracowania przedstawiono wyniki analizy danych literaturowych w zakresie niestabilności przemian fazowych czynników energetycznych. W niniejszej pracy przedstawiono wyniki własnych badań eksperymentalnych procesu wrzenia proekologicznego czynnika chłodniczego podczas przepływu w kanałach rurowych w warunkach zaburzeń generowanych jednostkowo.

2. Badania wrzenia czynnika chłodniczego w warunkach zaburzeń jednostkowych

Badania eksperymentalne przeprowadzono wykorzystując modelowy wymiennik ciepła, który składał się z 12 rur prostych poziomych, połączonych kolanami w węzownicę rurową. Długość węzownicy wynosiła 12 m a średnica wewnętrzna 13 mm. Od zewnątrz węzownica rurowa była ożebrowana (ożebrowanie lamelowane) i omywana strumieniem powietrza, generowanym za pomocą wentylatora osiowego. W rurociągu na dopływie czynnika do węzownicy umieszczono zawór odcinający, który wykorzystano do wywoływania zaburzeń jednostkowych przez jego gwałtowne otwieranie lub zamykanie w czasie eksploatacji. Dodatkowo węzownica rurowa zasilana była czynnikiem chłodniczym za pomocą termostaticznego zaworu rozprężnego TZR. W węzownicy rurowej wzdłuż drogi przepływu czynnika chłodniczego umieszczono 12 czujników do pomiaru ciśnienia i 12 czujników do pomiaru temperatury. Przedmiotowy wymiennik włączono do instalacji chłodniczej sprężarkowej jednostopniowej pracującej na czynniku R404A. Schemat modelowego wymiennika przedstawiono na rys. 1.



Rys. 1. Schemat ideowy modelowego wymiennika ciepła

Fig. 1. Diagram of model heat exchanger

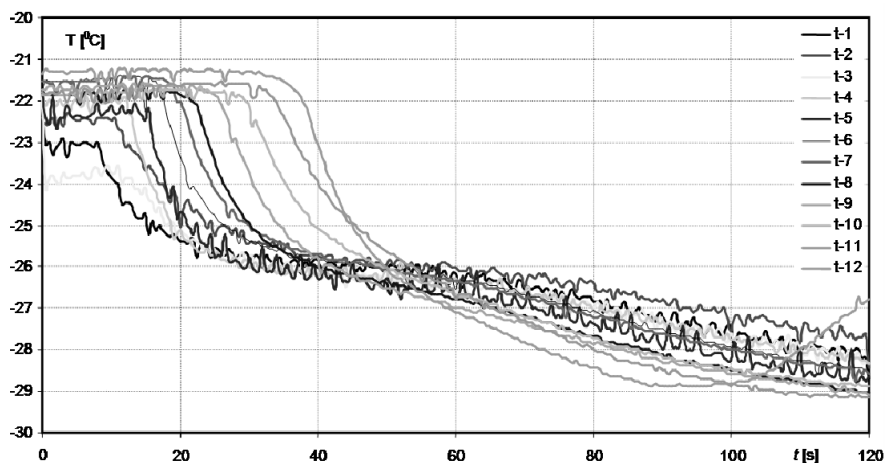
Prowadząc badania związane z rozwojem lub zanikiem wrzenia w przepływie w kanale rurowym wywoływano gwałtowną zmianę parametrów układu dwufazowego, np. ciśnienia lub gęstości strumienia masy. Na przykład rozwój wrzenia czynnika chłodniczego w węzownicy rurowej wywoływano przez otwarcie zaworu odcinającego na dopływie czynnika do węzownicy parownika. Otwarcie zaworu umożliwiało przepływ czynnika przez termostatyczny zawór rozprężny i rozpoczęcie wrzenia w węzownicy. Proces wrzenia rozpoczynał się na początku węzownicy i przemieszczał się wzdłuż jej długości, aż do osiągnięcia zadanego przegrzania pary w króćcu ssawnym sprężarki. Przepływ czynnika chłodniczego R404A poprzedzało przejście sygnału podwyższonego ciśnienia w postaci fali o prędkości v_p . Następnie wraz z przejściem czoła wrzącego czynnika (frontu wrzenia) następowało obniżanie temperatury ścianki wzdłuż węzownicy. Można, więc uznać, że następowało przejście fali temperaturowej, ale z inną już prędkością v_T .

Rys. 2 przedstawia przykładowo przebieg zmiany temperatury ścianki węzownicy rurowej po otwarciu zaworu odcinającego. Można zaobserwować sukcesywne obniżanie temperatury ścianki, jakie towarzyszy przepływowi wrzącego czynnika wzdłuż węzownicy. Rozmieszczone na długości węzownicy czujniki do pomiaru temperatury (oznaczone numerami od 1 do 12) rejestrowały kolejno obniżenie temperatury w czasie. Jako ostatni zareagował czujnik nr 12 umieszczony na końcu węzownicy. On też zarejestrował największy spadek temperatury, co świadczy o braku strefy przegrzania. Proces wrzenia odbywał się więc na całej długości węzownicy. W takim przypadku temperatura czynnika i ścianki kanału były funkcją ciśnienia, które osiągało najniższą wartość na wypływie czynnika z węzownicy rurowej.

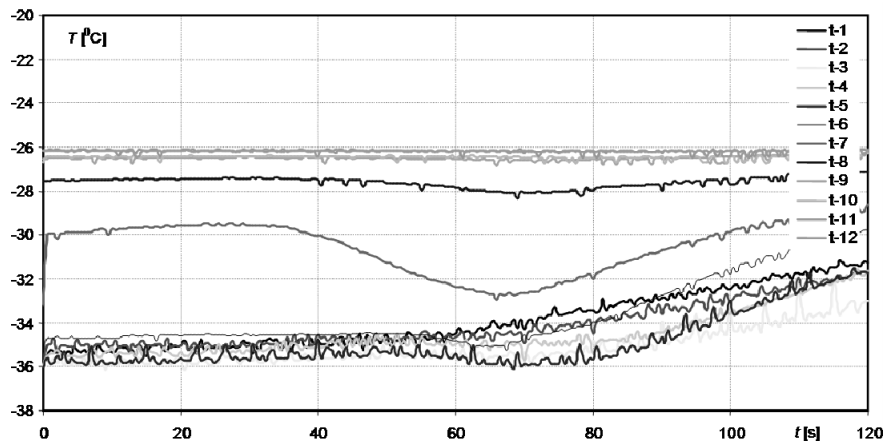
Zamknięcie zaworu odcinającego na dopływie czynnika chłodniczego do węzownicy rurowej powodowało zanik procesu wrzenia. Następowo wtedy zakończenie dopływu czynnika chłodniczego do węzownicy. Jako pierwsze odnotowano przejście sygnału obniżonego ciśnienia w postaci fali o prędkości v_p w kierunku przeciwnym do przepływu czynnika. Następnie obserwowano cofanie się „strefy wrzenia” jako wynik ciągłego odsysania przez sprężarkę pary czynnika, przy czym wzrastała długość „strefy przegrzania”. Wraz z zanikiem wrzenia wzrastała także temperatura ścianki, co objawiało się przejściem fali temperaturowej z prędkością v_T . Na rys. 3 i 4 przedstawiono wyniki pomiarów

rozkładu temperatury i ciśnienia na długości węzownicy rurowej w różnych przedziałach czasu po zamknięciu zaworu odcinającego. W czasie początkowym ($t = 0$) rejestrowano wartości temperatury i ciśnienia typowe dla pracy ustalonej parownika zasilanego przez termostatyczny zawór rozprężny. Wzdłuż długości węzownicy następował spadek ciśnienia, a w strefie wrzenia towarzyszył mu spadek temperatury mieszaniny dwufazowej, natomiast w strefie przegrzania temperatura pary przegrzanej czynnika chłodniczego wzrastała. Po zamknięciu zaworu, na skutek ciągłego odsysania pary przez sprężarkę spadało ciśnienie w węzownicy. Wzrastała też temperatura czynnika oraz powiększała się strefa przegrzania.

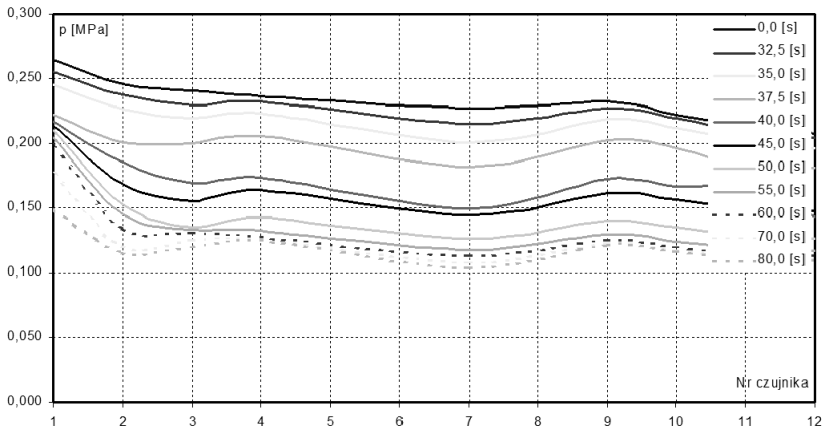
Stwierdzono, że wartości prędkości v_p fali ciśnienia różniły się w przypadku otwarcia i zamknięcia zaworu odcinającego. Tym samym wartościom sygnału zmiany ciśnienia Δp odpowiadały wyższe wartości v_p podczas otwarcia zaworu odcinającego w stosunku do jego zamknięcia (rys. 5). Przyczynę należy upatrywać w różnej wielkości stopnia zapełnienia czynnika chłodniczego φ w węzownicy rurowej. W przypadku otwarcia zaworu sygnał ciśnienia Δp przemieszczał się wewnątrz węzownicy wypełnionej praktycznie parą nasyconą suchą czynnika chłodniczego (ewentualnie z niewielką domieszką kropelek ciecży – mgły $\varphi \approx 0$). W przypadku zamknięcia zaworu sygnał Δp przemieszczał się w układzie dwufazowym o zmiennej zawartości ciecży na drodze od zaworu rozprężnego do końcowego przekroju węzownicy (stopień suchości $x \approx 0,15 \div 1$). Potwierdzają to dane literaturowe o silnej zależności prędkości v_p od stopnia zapełnienia φ [1, 2, 5]. Wartości prędkości przejścia fali ciśnieniowej były ponad dwukrotnie wyższe dla otwarcia zaworu, w porównaniu z przypadkiem zamknięcia, przy tych samych wartościach zmiany ciśnienia Δp .



Rys. 2. Zmiana w czasie temperatury czynnika chłodniczego w węzownicy rurowej po otwarciu zaworu odcinającego
Fig. 2. Change in time of the temperature of refrigerant in coil pipe after opening of cut-off valve

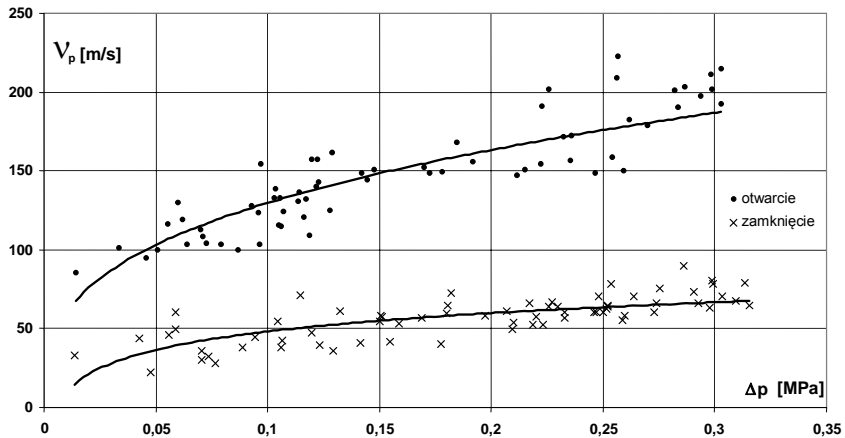


Rys. 3. Zmiana w czasie temperatury czynnika chłodniczego w węzownicy rurowej po zamknięciu zaworu odcinającego
Fig. 3. Change in time of the temperature of refrigerant in coil pipe after shutting of cut-off valve



Rys. 4. Rozkład ciśnienia na długości wężownicy rurowej po zamknięciu zaworu odcinającego

Fig. 4. Pressure distribution on the length of coil pipe after shutting cut-off valve



Rys. 5. Porównanie wyników pomiarów prędkości przemieszczania się sygnału ciśnienia podczas otwarcia i zamknięcia zaworu odcinającego na dopływie czynnika do wężownicy rurowej

Fig. 5. Comparison of the results of the displacement velocity of pressure signal during opening and closing cut-off valve on refrigerant's inlet to coil pipe

Na podstawie uzyskanych wyników badań eksperymentalnych opracowano zależność pozwalającą wyznaczać prędkość v_p przemieszczania się sygnału zmiany ciśnienia podczas rozwoju i zaniku wrzenia w węzownicy rurowej (otwarcia i zamknięcia zaworu)

Do opisu wprowadzono liczby kryterialne:

- zastępczą liczbę *Reynoldsa* $Re = \frac{v_p \cdot d}{\eta}$, (1)

- zastępczą liczbę *Eulera* $Eu = \frac{\Delta p}{\rho \cdot w^2}$. (2)

Wykorzystując ulepszoną metodę najmniejszych kwadratów [7] uzyskano następującą korelację opisującą przejście fali ciśnieniowej podczas gwałtownej zmiany gęstości strumienia masy czynnika w węzownicy rurowej:

$$Re = A \cdot 10^9 \cdot Eu^{-0,67}. \quad (3)$$

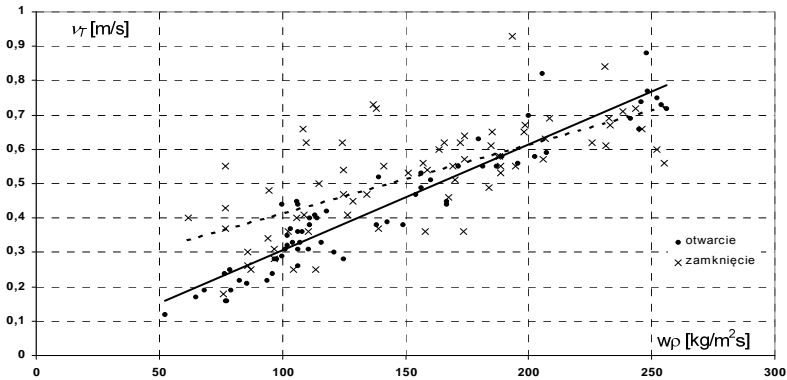
gdzie: $A = 4,27$ dla rozwoju wrzenia, $A = 1,58$ dla zaniku wrzenia.

Korelacja jest słuszna w granicach liczb kryterialnych:

$$Re = (2 \div 14) \cdot 10^6 \text{ oraz } Eu = (4 \div 20) \cdot 10^3. \quad (4)$$

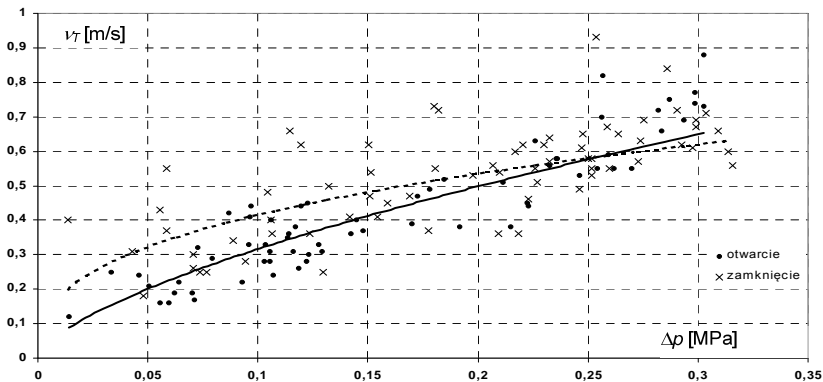
Przejście fali temperaturowej jest ściśle związane z przepływem wrzącego czynnika chłodniczego i nie zależy praktycznie od rodzaju wywołwanego zburzenia. Zależność prędkości v_T fali temperaturowej od gęstości strumienia masy ($w\rho$) pokazano na rys. 6. Wzrost gęstości strumienia masy ($w\rho$) powoduje wzrost prędkości v_T fali temperaturowej (w badanych przypadkach od 0,1 do 0,9 m/s). Spadek lub wzrost ciśnienia Δp , jaki towarzyszy otwarciu lub zamknięciu zaworu wymusza przepływ wrzącego czynnika chłodniczego, co z kolei powoduje przemieszczanie się fali temperaturowej z prędkością v_T . Na rys. 7 przedstawiono zależność prędkości v_T od sygnału ciśnienia Δp . Zjawisko to nie zależy od sposobu realizacji zaburzenia impulsowego. Podczas wywoływania zaburzeń impulsowych (niezależnie od rodzaju zaburzenia) uzyskiwano zbliżone przedziały zmiany sygnału ciśnienia Δp ($\Delta p = 0,02 \div 0,32$ MPa) i odpowiadające im przedziały zmienności prędkości fali temperaturowej v_T ($v_T = 0,1 \div 0,9$ m/s). Różne natomiast były wartości prędkości fali ciśnienia

(znacznie wyższe podczas rozwoju wrzenia przy otwarciu zaworu). Powoduje to, że jednej wartości prędkości fali temperaturowej v_T odpowiadają dwie różne prędkości fali ciśnienia v_p (dla rozwoju i zaniku wrzenia w węzownicy). Potwierdza to jednoznacznie tezę o istnieniu *histerezy*, towarzyszącej procesowi rozwoju i zaniku wrzenia w kanale rurowym.



Rys. 6. Zależność prędkości fali temperaturowej v_T od gęstości strumienia masy (w_p) podczas otwarcia i zamknięcia zaworu

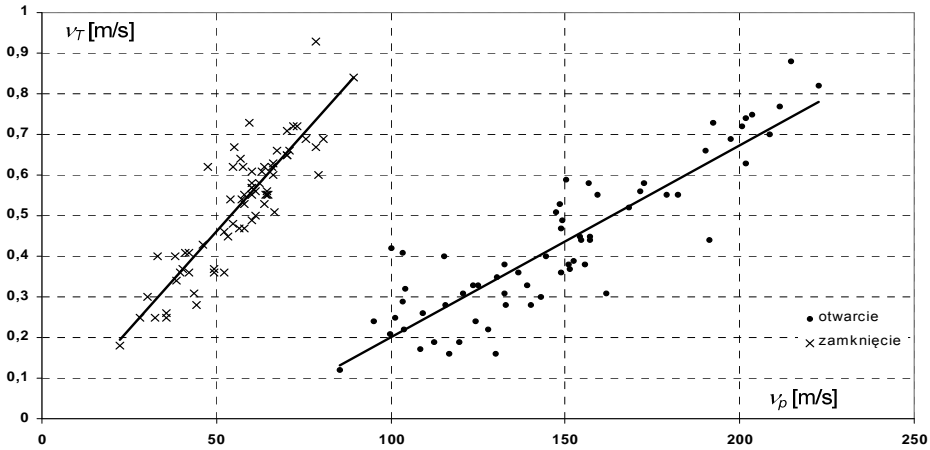
Fig. 6. Dependence of temperature wave velocity v_T from mass flux density (w_p) during valve opening and closing



Rys. 7. Porównanie wyników pomiarów prędkości przemieszczania się fali temperaturowej podczas otwarcia i zamknięcia zaworu

Fig. 7. Comparison of the measurement results of temperature wave displacement velocity during valve opening and closing

Na rys. 8 przedstawiono zależność prędkości v_T fali temperaturowej od prędkości v_p przemieszczania się sygnału ciśnienia podczas otwarcia i zamknięcia zaworu odcinającego.



Rys. 8. Porównanie zależności prędkości fali temperaturowej v_T od prędkości przemieszczania się sygnału ciśnienia v_p podczas otwarcia i zamknięcia zaworu odcinającego

Fig. 8. Comparison of the dependence of temperature wave velocity v_T from pressure signal displacement velocity v_p during cut-off valve opening and closing

3. Podsumowanie

Przeprowadzono badania eksperymentalne wrzenia pęcherzykowego w warunkach zaburzeń impulsowych. Podstawowym celem badań było rozpoznanie, zarejestrowanie i opis zjawisk zachodzących w stanach niestabilnych układu występujących wewnątrz węzownicy rurowej podczas wrzenia w przepływie czynnika chłodniczego. Badania eksperymentalne przeprowadzono w dwóch etapach. W etapie pierwszym wywołano rozwój wrzenia czynnika chłodniczego w węzownicy rurowej poprzez otwarcie zaworu odcinającego na dopływie czynnika do węzownicy rurowej. Otwarcie zaworu umożliwiło przepływ czynnika przez termostacyjny zawór rozprężny (zasilający węzownicę) i rozpoczęcie wrzenia w węzownicy. Proces wrzenia rozpoczynał się na początku węzownicy rurowej i przemieszczał się wzdłuż jej długości, aż do osiągnię-

cia zadanego przegrzania pary na wypływie. Przepływ czynnika w węźownicy poprzedzało przejście sygnału podwyższonego ciśnienia w postaci fali przemieszczającej się z prędkością v_p . Następnie wraz z przejściem czoła wrzącego czynnika (frontu wrzenia) następowało obniżanie temperatury ścianki wzdłuż węźownicy. A zatem następowało przejście fali temperaturowej, ale z prędkością v_T .

W etapie drugim wywoływano zanik wrzenia czynnika chłodniczego w węźownicy rurowej przez zamknięcie zaworu odcinającego na dopływie czynnika do węźownicy rurowej. Podczas tego procesu następowało jako pierwsze przejście sygnału obniżonego ciśnienia w postaci fali o prędkości v_p w kierunku przeciwnym do przepływu czynnika. Obserwowano przy tym cofanie się „strefy wrzenia” jako wynik ciągłego odsysania przez sprężarkę pary czynnika. Wzrastała, zatem długość „strefy przegrzania”. Wraz z zanikaniem wrzenia wzrastała temperatura ścianki, co objawiało się przejściem fali temperaturowej z prędkością v_T .

Uzyskane wyniki badań wykazały, że procesy rozwoju i zaniku wrzenia w węźownicy rurowej posiadają podobny charakter falowy, przy jednoczesnym zróżnicowaniu ich niektórych wielkości fizycznych. Jako wspólną cechę należy uznać falowy charakter przenoszenia się zaburzeń impulsowych w ośrodku dwufazowym z wrzącym czynnikiem. W każdym przypadku wywołania zaburzenia impulsowego (podczas otwarcia lub zamknięcia zaworu) następowało przejście fali ciśnieniowej z prędkością v_p a następnie przepływał czynnik chłodniczy o gęstości strumienia masy ($w\rho$), co objawiało się zmianą temperatury czynnika i ścianki kanału. Każdorazowo rejestrowano również przejście fali temperaturowej z prędkością v_T .

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że wartości prędkości fali ciśnieniowej v_p były różne w przypadku rozwoju i zaniku wrzenia (otwarcia i zamknięcia zaworu odcinającego). Tym samym wartościom sygnału zmiany ciśnienia Δp odpowiadały wyższe wartości v_p podczas rozwoju wrzenia w stosunku do przypadku zaniku wrzenia (rys. 5). Podstawową przyczyną takiego stanu są różne wartości stopnia wypełnienia czynnika chłodniczego φ w węźownicy rurowej. W przypadku rozwoju wrzenia sygnał zmiany ciśnienia Δp przemieszczał się wewnątrz węźownicy wypełnionej praktycznie parą nasyconą suchą czynnika chłodniczego (ewentualnie z niewielką domieszką kropeł cieczy – mgły; $\varphi \approx 0$), natomiast w. przypadku zaniku wrzenia sygnał zmiany ciśnienia

Δp przenoszony był w układzie dwufazowym o zmiennej zawartości cieczy na drodze od zaworu rozprężnego do końca wężownicy (stopień suchości $x \approx 0,15 \div 1$). Dane literaturowe potwierdzają silną zależność prędkości v_p od stopnia zapełnienia φ . W badanych przypadkach prędkości przejścia fali ciśnieniowej były ponad dwukrotnie wyższe dla rozwoju wrzenia w porównaniu z zanikiem wrzenia dla tych samych wielkości zmiany ciśnienia Δp . Powyższe warunki procesu wpływają na wielkość zastępczej liczby *Reynoldsa* Re i przebieg eksperymentalnej zależności opisującej rozwój i zanik wrzenia (3).

Literatura

1. **Badur J., Bilicki Z., Kwidzyński R.:** *Operacyjna lepkość objętościowa w procesie transportu pędu ekspandującej wody i uderzeniowej kondensacji pary wodnej*. Zeszyty Naukowe IMP PAN, Gdańsk 479/1428/07.
2. **Bilicki Z.:** *Zjawiska falowe w przepływach dwufazowych*. Materiały XIII Krajowej Konferencji Mechaniki Płynów, Częstochowa, 21-26.09.1998, tom 3, 41-60, 1998.
3. **Bohdal T.:** *Investigation of boiling of refrigerating medium under conditions of impulse disturbances*. Int. J. Experimental Heat Transfer, vol. 17, no 2, 103-117, 2004.
4. **Bohdal T., Kuczyński W.:** *Investigation of boiling of refrigeration medium under periodic disturbance conditions*. Int. J. Experimental Heat Transfer, vol. 18, no 3, 135-151, 2005.
5. **Bohdal T.:** *Przyczyny niestabilności przemian fazowych czynników energetycznych*. Monografia, Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 2007.
6. **Bohdal T.:** *Analiza niestabilności przemian fazowych czynników energetycznych. Część I – ocena stanu wiedzy*. Rocznik Ochrona Środowiska. Tom 12, 2010.
7. **Kukielka L.:** *Podstawy Badań Inżynierskich*. Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 2000.

Wykaz ważniejszych oznaczeń

d	- średnica wewnętrzna kanału rurowego, [m],
Eu	- zastępcza liczba Eulera,
L	- długość kanału, [m],
p	- ciśnienie [Pa], [MPa],
Δp	- spadek ciśnienia [Pa], [MPa],

Re	- zastępcza liczba Reynoldsa,
t	- czas, [s],
T	- temperatura, [°C],
ΔT	- spadek temperatury [K],
v	- prędkość fali, [m/s],
w	- prędkość płynu, [m/s],
x	- stopień suchości,
$(w\rho)$	- gęstość strumienia masy, [kg/m ² s],
φ	- stopień zapełnienia,
η	- kinematyczny współczynnik lepkości, [m ² /s],
ρ	- gęstość, [kg/m ³],

Indeksy dotyczą:

Dolne

p	- ciśnienia,
T	- temperatury,

górne

$prim$	- fazy ciekłej,
bis	- fazy gazowej.

Analysis of Instability in Phase Transitions of Energy Media. Part II – Own Experiments

Abstract

Experimental tests were conducted of bubble boiling under the conditions of impulse disturbances. The chief goal of the examinations was the recognition, registration and description of those phenomena which occur in the unstable states of the system inside a coil pipe during boiling in the flow of the refrigerant. The experimental tests were carried out on two stages. On the first stage, the development was produced of the refrigerant's boiling in a coil pipe by opening the cut-off valve on the refrigerant's inlet to the coil pipe. The opening of the valve enabled the flow of the refrigerant through a thermostatic expansion valve (which feeds the coil pipe) and the commencement of boiling in the coil pipe. The boiling process commenced at the start of the coil pipe and displaced along its length until the desired vapour overheating was achieved on the outflow. The flow of the refrigerant in the coil pipe was preceded by the transition of the signal of an increased pressure in the form of a wave which was displacing with v_p velocity. Next, together with the transition of the front of the

boiling refrigerant (the boiling front) the temperature of the wall along the coil pipe decreased. Therefore, a transition of the temperature wave occurred but with v_T velocity.

On the second stage, a decay was produced of the boiling of the refrigerant in the coil pipe by means of closing of the cut-off valve on the inlet of the refrigerant to the coil pipe. During this process, a transition of the signal of a reduced pressure occurred as first, in the form of a wave with v_p velocity in the opposite direction to the flow of the agent. At the same time, a withdrawal was observed of the "boiling area" as a result of the compressor constantly sucking off the vapour of the refrigerant. Thus, the length of the "overheating area" increased. The wall temperature increased alongside with the decay of boiling, which was manifested in the transition of the wave temperature with v_T velocity.

The research results demonstrated that the processes of the development and decay of boiling in a coil pipe possess similar wave natures, while some of their physical quantities are different. The wave nature of the transfer of impulse disturbances in a diphase medium with a boiling refrigerant is to be considered as a joint feature. In each case when an impulse disturbance was produced (when the valve was being opened or closed), a transition of the pressure wave occurred with v_p velocity, and then the refrigerant flew with mass flux density ($w\rho$), which was manifested in a change of the temperature of the refrigerant and the channel wall. Also, the transition of the temperature wave with v_T velocity was registered each time, as well.

It was established on the basis of the research conducted that the velocity values of the pressure wave v_p were different in the case of the development and decay of boiling (opening and closing of the cut-off valve). Thus, higher values of v_p corresponded to the values of the pressure change signal Δp during the development of boiling in relation to the case of a decay of boiling (Fig. 5). The fundamental reason for this is different values of the void fraction φ of the refrigerant in the coil pipe. As concerns the development of boiling, the signal of pressure change Δp displaced inside the coil pipe which was filled practically with the dry saturated vapour of the refrigerant (possibly with a small admixture of liquid drops: fog $\varphi \approx 0$); at the same time, when boiling decayed, the signal of pressure change Δp was transferred in a diphase system with a variable liquid content on the way from the expansion valve to the end of the coil pipe (quality $x \approx 0.15 \div 1$). Data from the literature confirm a strong dependence of velocity v_p from the void fraction φ . In the cases under examination, the transition velocities of the pressure wave were over two times as high for the development of boiling in comparison with the decay of boiling for the same values of pressure change Δp . The process conditions mentioned above exert an influence on the value of the substitute *Reynold's* number Re and on the course of the experimental dependence which describes the development and decay of boiling (3).



Charakterystyka zbiorowisk roślinnych z udziałem słonorośli oraz ich ochrona na obszarze wstecznej delty Świny

*Henryk Czyż, Teodor Kitczak, Tadeusz Durkowski
Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny, Szczecin*

1. Wstęp

Zbiorowiska halofilne są dość rzadkie na terenie Polski i to nie tylko na terenach śródlądowych, ale także i na nadmorskich, choć sama flora słonorośli naszego kraju jest dość bogato reprezentowana [14]. W świetle badań [10, 11, 15, 17, 19] nisko położone, podmokłe gleby, zwłaszcza organiczne, wykazują najbardziej sprzyjające warunki do rozwoju roślinności słonolubnej. Bogate i dobrze wykształcone zbiorowiska z udziałem słonorośli występują na wyspach Wolin i Uznam, u ujścia Regi oraz nad Zatoką Pucką [2]. Ciekawe zbiorowiska halofilne występują na wyspie Karsiborska Kępa [18]. Zbiorowiska tej roślinności, zdaniem Piotrowskiej [15, 16] są najbardziej wykształcone we wstecznej delcie Świny, gdzie sięgają nawet kilku kilometrów w głąb lądu. Zdaniem tej autorki rozmieszczenie słonorośli wzdłuż linii brzegowej morza nie przekracza linii Wisły.

Celem przeprowadzonych badań było określenie składu florystycznego, wartości użytkowej i walorów przyrodniczych zbiorowisk roślinnych z udziałem halofitów oraz możliwości ich ochrony w warunkach siedliskowych wstecznej delty Świny.

2. Metodyka i warunki badań

Badania przeprowadzono na Karsiborskiej Kępie, która jest jedną z największych wysp położonych w obrębie wstecznej delty Świny. Badaniami objęto obszar porośnięty roślinnością łąkowo-pastwiskową. Po wstępnej charakterystyce warunków siedliskowych i szaty roślinnej wydzielono 6 obiektów badawczych (A – F), które reprezentują zbiorowiska roślinne na powierzchni około 50 ha. Z wydzielonych obiektów pobierano próby roślinne (10.06.) do analiz szczegółowych, wykonanych metodą botaniczno-wagową. W badaniach uwzględniono użytki zielone zlokalizowane na glebach mineralno-murszowej i mułowo-murszowej. Lokalizację obiektów badawczych przedstawiono na rysunku 1.

Wartość użytkową runi poszczególnych zbiorowisk określano na podstawie liczb wartości użytkowej (Lwu) – [8], a walory przyrodnicze według liczb waloryzacyjnych (Lwp) – [13]. Kształtowanie się poziomu wody gruntowej określano przy użyciu piezometrów, które były rozmieszczone na obszarze objętym badaniami (rys. 1).

2.1. Ogólna charakterystyka terenu badań

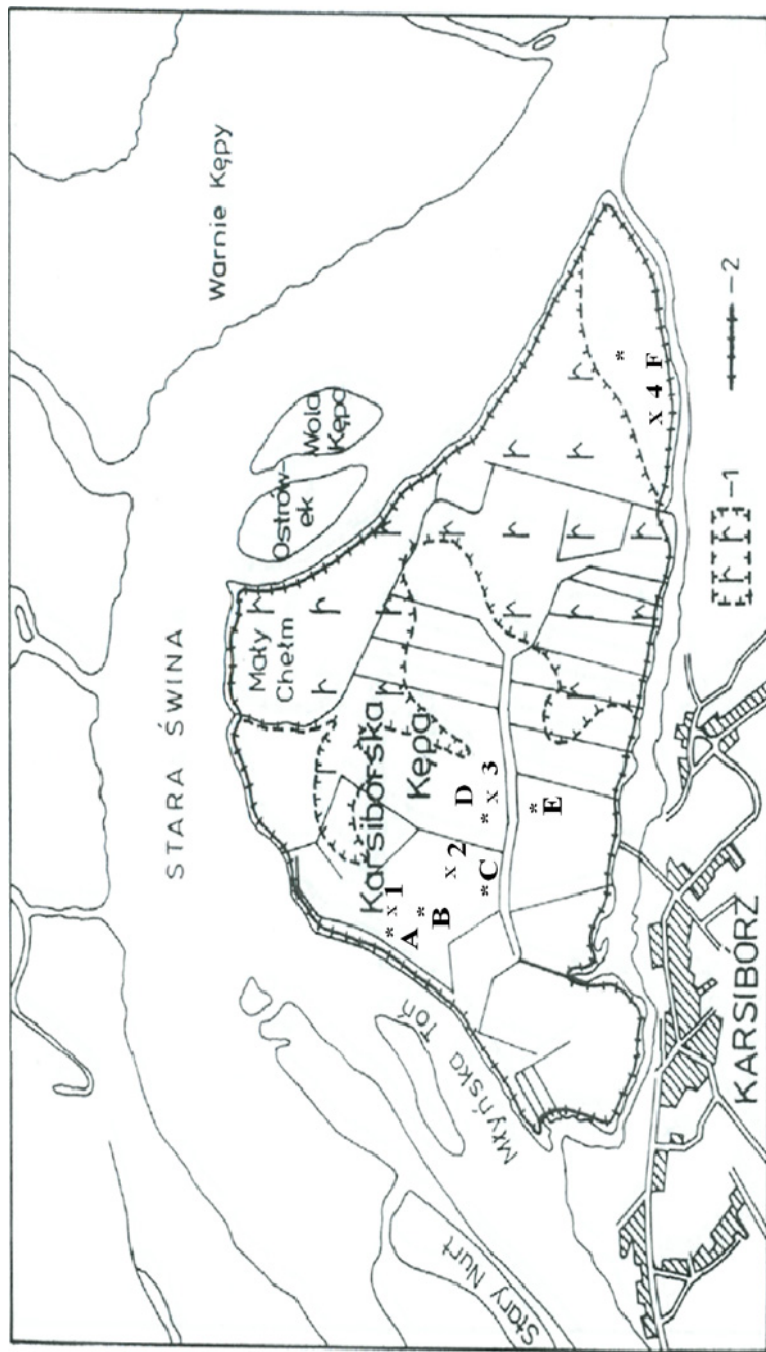
Karsiborska Kępa jest jedną z większych (280 ha), spośród blisko 40. wysp położonych w obrębie wstecznej delty Świny (rys. 1), w granicach administracyjnych miasta Świnoujścia. Tak jak pozostała część delty, swoje powstanie zawdzięcza osadzeniu się materiałów niesionych przez cofane w okresie jesienno-zimowych spiętrzeń wód morskich oraz płynące w przeciwnym kierunku z Zalewu Szczecińskiego wody rzeczne.

Gleby wstecznej delty Świny, w tym i gleby Karsiborskiej Kępy, ze względu na ich genezę i właściwości zaliczane są do napływowych aluwialnych, powstałych w wyniku akumulacyjnej działalności fal morskich i wód rzecznych. Nanoszone osady najpierw miały charakter mineralny, a później zmieniały się z mineralnego na mineralno-mułowy i mineralno-organiczny. W latach 30. cały obiekt został obwałowany i zamieniony na polder. Otoczenie Karsiborskiej Kępy groblą zmniejszyło podmokłość wyspy, częstotliwość zatapiania i przerwało proces torfotwórczy. Stan taki spowodował wykształcenie gleb murszowych (torfowo-murszowych i mułowo-murszowych, zalegających na gytii namułowej) oraz gleb murszowatych (głównie mineralno-murszowych) – [11]. W ogólnym ujęciu są to gleby silnie kwaśne, bogate w materię organiczną, wykazujące wysoką

zawartość potasu, magnezu, wapnia, a zwłaszcza sodu, natomiast niską - fosforu przyswajalnego. Odznaczają się one także znacznym zasoleniem, głównie głębszych poziomów glebowych o dużej zawartości materii organicznej [12].

W okresie wiosny i jesieni prowadzono badania chemiczne wód powierzchniowych i glebowych w strefie występowania halofitów na wyspie Karsiborska Kępa. Badane wody powierzchniowe cechowały się zmiennym w czasie zasoleniem – od ok. 1 do 3,5 g soli.dm⁻³, zaś wody glebowe miały zasolenie bardziej ustabilizowane i znacznie wyższe – od ok. 3,5 do ok. 6,5 g soli.dm⁻³. Wody w cieśninie Starej Świny miały zasolenie bardziej zmienne – od ok. 0,8 do ok. 7,5 g soli.dm⁻³. Zasolenie badanych wód powierzchniowych i gruntowych nigdy nie było wyższe od zasolenia wód Zatoki Pomorskiej (7,0-7,5 g soli.dm⁻³), które okresowo – jak stwierdzono w badaniach – napływały do cieśniny Starej Świny. Dane te przemawiają za tym, że salinacja gleb i wód powierzchniowych wyspy Karsiborska Kępa jest najprawdopodobniej związana z napływami słonych wód morskich, jakie miały miejsce w przeszłości, a także zachodzącymi obecnie [5].

W latach pięćdziesiątych wyspa porośnięta była w głównej mierze roślinnością łąkowo-pastwiskową, a w miejscach mocno uwilgotnionych roślinnością szuwarową. Roślinność szuwarowa, której głównym składnikiem była *Phragmites australis*, zajmowała około 15% ogólnej powierzchni [9]. Obszary porośnięte roślinnością łąkowo-pastwiskową były systematycznie wypasane przez krowy, konie i owce. Intensywna gospodarka pastwiskowa prowadzona była do 1980 roku. Od 1980 roku następował spadek pogłowia zwierząt, a tym samym zmniejszała się intensywność wykorzystania pastwisk. Ograniczone wykorzystanie roślinności stworzyło dogodne warunki do intensywnego rozwoju trzciny i innych gatunków roślinności szuwarowej. Szczególnie intensywnie ten proces zaznaczył się od roku 1992 i trwa do chwili obecnej. Obecnie powierzchnia pastwisk stanowi około 20–30% ogólnej powierzchni wyspy. Aktualnie regulacja stosunków wodnych polega na odpompowywaniu pojawiającego się sezonowo nadmiaru wód.



Rys. 1. Lokalizacja obiektów badawczych ; 1 – *Phragmites australis*; 2 – grobla, A-F – obiekty badawcze (*);
1 – 4 – piezometry (x)

Fig. 1. Localization of researched objects; 1 – *Phragmites australis*; 2 – dyke, A-F –objects of research (*);
1 – 4 – piezometers (x)

3. Wyniki i dyskusja

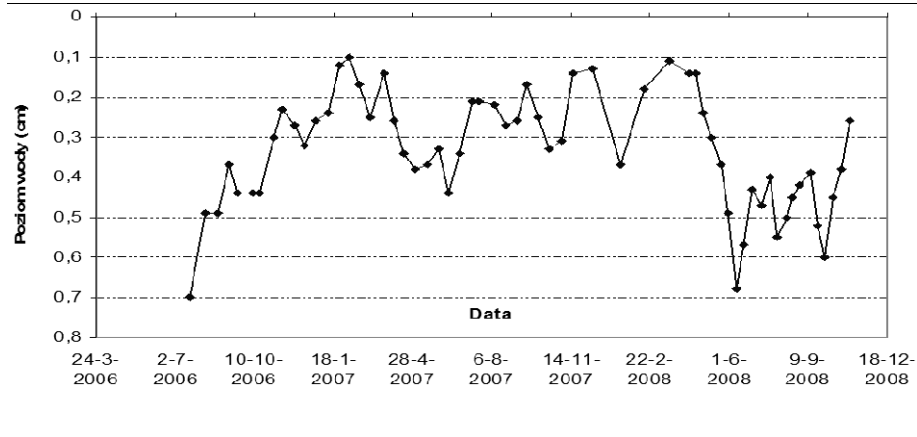
3.1. Kształtowanie się warunków wodnych na Karsiborskiej Kępie

Obserwacje poziomu wody gruntowej na Karsiborskiej Kępie prowadzone były przez Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków w latach 2006 - 2008 [7]. Amplituda poziomów wody gruntowej w sezonie wegetacyjnym w części zachodniej (obszar zajęty przez pastwiska) - (piezometr 1) jest duża (rys. 2) i wynosi 60 – 70 cm. Różnica poziomów w latach badań wynosiła 20 – 30 cm. W okresie wiosny występują lokalne zalewy powierzchniowe. Stwierdzono także zbyt niskie poziomy wody gruntowej np.: w okresie czerwiec – lipiec (2008),

Rejestracja poziomu wody gruntowej (piezometr 2) w środkowej części użytków zielonych (rys. 3), wskazuje na występowanie mniejszej amplitudy, niż w części zachodniej, a także na dłuższe okresy utrzymywania się nieco wyższego poziomu wody gruntowej i częstszych zalewów powierzchniowych. Podobny charakter ma kształtowanie się poziomu wody gruntowej (rys. 4) w części południowej (piezometr 3). Na tym obszarze większe uwilgotnienie występuje na glebie mułowomurszowej, niż na glebie mineralno-murszowej.

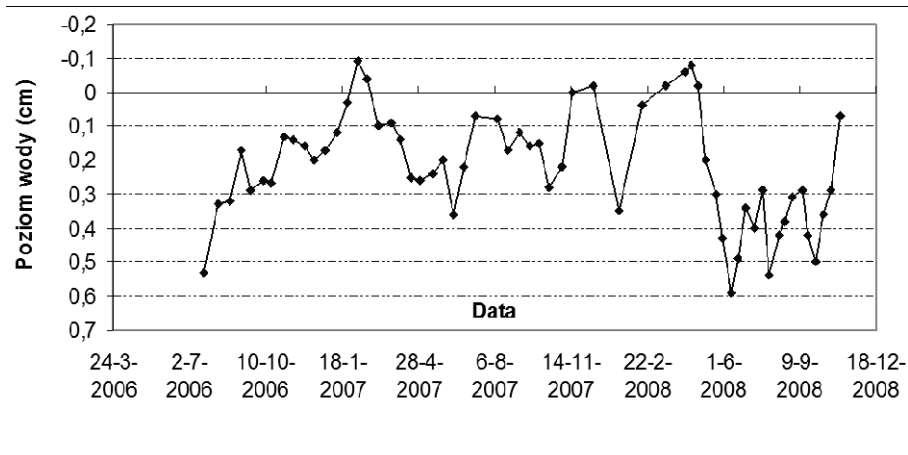
We wschodniej części wyspy (powierzchni pastwiskowej) panują odmienne warunki glebowo-wodne, niż w części zachodniej. Obserwacje wskazują, że występują tu mniejsze amplitudy zmian poziomu wody gruntowej (maksymalnie 40 cm), a także wyższe jej poziomy (rys. 5). W okresie luty – maj 2008 poziom wody gruntowej kształtował się w granicach od 0 do 16 cm ponad powierzchnią terenu. Wysoki poziom wody notowano szczególnie w kwietniu 2008 roku (piezometr 4).

Poziomy wody gruntowej na Karsiborskiej Kępie są zmienne i całkowicie zależne od stanów wody w rzece Stara Świna, czyli także od stanów wody w Zatoce Pomorskiej. W okresach wiosennych poziomy wody gruntowej występują bardzo płytko pod terenem, a nawet w obniżeniach terenowych stagnuje na powierzchni osiągając wartości, 25 – 30 cm ponad teren. Obecnie te powierzchnie porośnięte są szuwarem trzcinowym. W okresie wegetacji wzmożone transpiracje i okresowe susze atmosferyczne powodują obniżenie poziomów wody gruntowej poniżej wartości dopuszczalnych, zalecanych dla występujących tu gleb i siedlisk przyrodniczych i wówczas wskazane byłoby podniesienie poziomu wody gruntowej przez doprowadzenie jej ze Świny, a dotyczy to szczególnie części zachodniej wyspy.



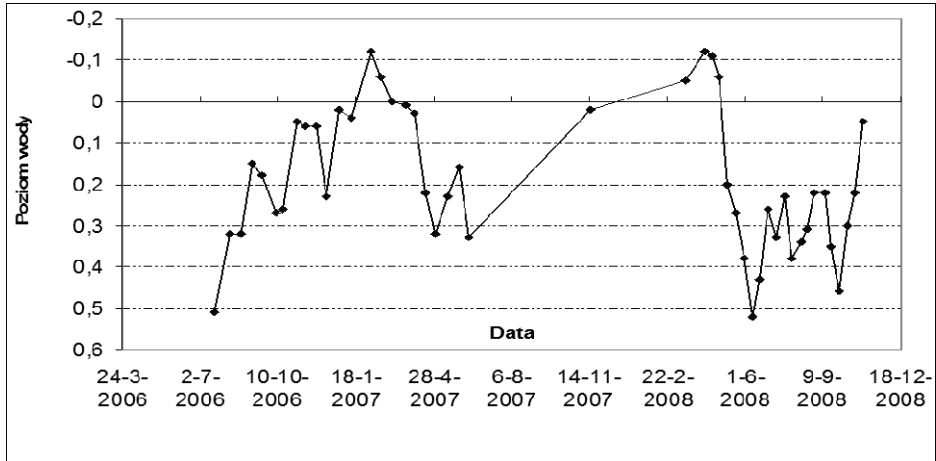
Rys. 2. Kształtowanie się poziomu wody gruntowej w zachodniej części pastwisk (piezometr 1), w latach 2006-2008

Fig. 2. Configuration of ground water level on west side of pastures (piezometer 1) in 2006-2008 years



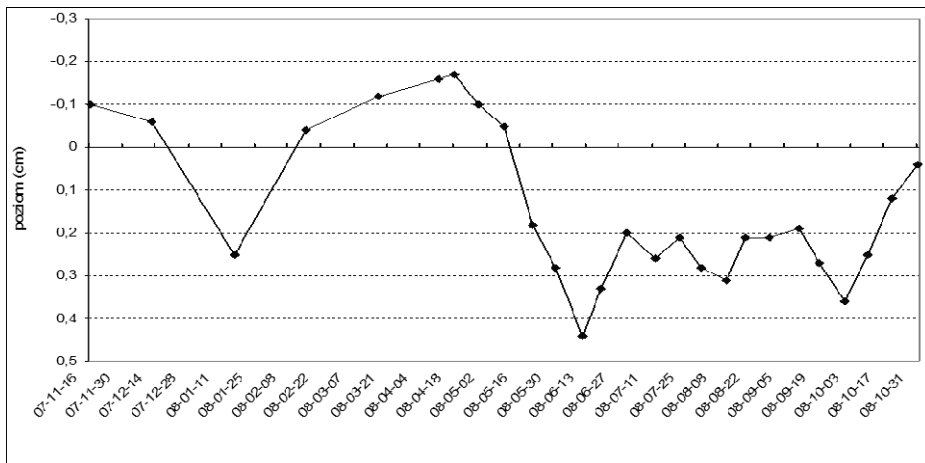
Rys. 3. Kształtowanie się poziomu wody gruntowej w środkowej części pastwisk (piezometr 2), w latach 2006-2008

Fig. 3. Configuration of ground water level on middle part of pastures (piezometer 2) in 2006-2008 years



Rys. 4. Kształtowanie się poziomu wody gruntowej w części południowej pastwisk (piezometr 3), w latach 2006-2008

Fig. 4. Configuration of ground water level on south side of pastures (piezometer 3) in 2006-2008 years



Rys. 5. Kształtowanie się poziomu wody gruntowej we wschodniej części pastwisk (piezometr 4) w latach 2007-2008

Fig. 5. Configuration of ground water level on east side of pastures (piezometer 4) in 2007-2008 years

3.2. Charakterystyka szaty roślinnej

Skład florystyczny runi łąkowej, na analizowanych użytkach zielonych, ukształtowanej na glebach mineralno-murszowej i mułowomurszowej przedstawiono w tabeli 1. Analizując wybrane zbiorowiska roślinne, ukształtowane na glebie mineralno-murszowej wytworzonej z mineralnych osadów rzecznych w postaci piasku luźnego, przeważnie drobnoziarnistego, pokrytych ok. 15 cm warstwą namulów bogatych w masę organiczną (zawartość masy organicznej wynosiła ok. 55%), należy stwierdzić, że w warunkach najbardziej suchych, w zachodniej części wyspy, w sąsiedztwie piezometru 1, który rejestruje przebieg poziomu wody gruntowej w tej części wyspy (rys. 2), ukształtowało się zbiorowisko roślinne typu *Agrostis stolonifera* (obiekt A – rys. 1). Udział dominanta w runi wynosił 31,19%. Gatunkiem wyróżniającym się była *Poa pratensis*, z udziałem 20,13%, oraz *Carex nigra* - 25,90 % (jedyne reprezentanty grupy turzyc i sitów). Trawy ogólnie stanowiły 63,59% runi (tab. 1). Tylko jednego przedstawiciela miały rośliny motylkowe – *Trifolium repens*, stanowiącego 6,78% runi. Sporadycznie wystąpiły również zioła i chwasty. Ich procentowy udział w runi wynosił tylko 3,73%. Reprezentowane były jedynie przez cztery gatunki: *Stellaria media*, *Ranunculus sceleratus*, *Ranunculus repens*, *Cerastium holosteoides*. Na obiekcie tym nie wystąpiły słonorośla.

W środkowej części wyspy, w okolicy piezometru 2 (odczyty na tym piezometrze obrazują kształtowanie się poziomu wody gruntowej w tej części wyspy), także na glebie mineralno-murszowej, stwierdzono obecność zbiorowiska *Elymus repens* z *Festuca rubra* (obiekt B - rys. 1), a dominanty stanowiły 21,40% i 19,90% runi. Łączny udział traw wynosił 73,90% (tab. 1). Obok dominantów, do grupy traw należały: *Poa pratensis* (18,80%) oraz *Agrostis stolonifera*, *Anthoxanthum odoratum* i *Deschampsia caespitosa*, które wystąpiły w znacznie mniejszej ilości. Reprezentantami grupy turzyc i sitów były *Juncus gerardi* – 11,90% oraz *Eleocharis palustris* - 13,27%. *Trifolium repens* była jedynym gatunkiem roślin motylkowatych i wystąpiła w śladowej ilości 0,13%. Gatunki grupy ziół i chwastów stanowiły mały udział w runi - *Plantago lanceolata* - 0,13%, *Plantago maritima* - 0,40%, *Glaux maritima* - 0,33% i *Potentilla anserina* - 2,79%. Łącznie zioła i chwasty stanowiły 3,65% runi. W analizowanym zbiorowisku wystąpiły słonorośla, a ich udział wynosił –

12,65 %. Wśród słonorośli dominował *Juncus gerardi*, a w mniejszych ilościach wystąpiły *Plantago maritima* i *Glaux maritima*. Obok powierzchni zajętej przez zbiorowisko typu *Elymus repens* i *Festuca rubra*, ukształtowało się zbiorowisko *Agrostis stolonifera* z *Deschampsia caespitosa* (obiekt C) Kształtowanie się warunków wodnych obrazują odczyty na piezometrze 2 (rys. 3). Na tym obiekcie zdecydowanie dominowały trawy (95,29 % runi). W porównaniu do obiektu B, trawy stanowiły o ok. 20 % większy udział w runi. *Agrostis stolonifera* występowała w ilości 32,05%, a *Deschampsia caespitosa* – 31,91 % runi (tab. 1). Wyróżniały się jeszcze *Elymus repens* (19,29 %) i *Holcus lanatus* (6,24 %). Zioła i chwasty stanowiły 4,71 % runi i reprezentowane były tylko przez 4 gatunki. Nie stwierdzono obecności roślin motylkowatych oraz turzyc i sitów. Ogólnie szata roślinna charakteryzowała się ubogim składem gatunkowym. Halofity na tym obiekcie występowały w śladowych ilościach – 0,80 % runi. Grupę tę tworzyły *Triglochin palustre* i *Triglochin maritimum*. W południowej części użytku zielonego, także na glebie mineralno-murszowej, w sąsiedztwie piezometru 3 roślinność łąkowo-pastwiskowa tworzyła zbiorowisko typu *Agrostis stolonifera* (obiekt D). Na warunki wodne tego obiektu (rys. 4) miało wpływ sąsiedztwo rowów odwadniających oraz lekkie wyniesienie terenu. Podobnie jak w poprzednich zbiorowiskach, dominowały trawy, których łączny udział wynosił 96,80% runi. Wśród nich zdecydowanie przeważała *Agrostis stolonifera* (80,70 %). *Deschampsia caespitosa*, który także wyróżniał się w tym zbiorowisku, stanowił 10,90 % runi. Pozostałe gatunki z grupy traw to: *Holcus lanatus*, *Elymus repens*, *Anthoxanthum odoratum*, *Poa pratensis*, *Poa trivialis*, *Lolium perenne*. Turzyce i sity reprezentowane były przez: *Juncus gerardi*, *Juncus effusus*, *Juncus conglomeratus*, stanowiące łącznie 1,40 % runi. W grupie ziół i chwastów występowało 7 gatunków: *Plantago lanceolata*, *Plantago maritima*, *Ranunculus acris*, *Potentilla anserina*, *Cerastium holosteoides*, *Triglochin maritimum*. Łączny udział tych gatunków wynosił 3,30% runi. Najmniejszą masę w runi stanowiły rośliny motylkowate (0,40 %) - *Trifolium pratense* i *Trifolium repens*. Słonorośla na tym obiekcie to tylko 2,10 % runi.

W południowej części użytku zielonego, także na glebie mineralno-murszowej, w sąsiedztwie piezometru 3 roślinność łąkowo-pastwiskowa tworzyła zbiorowisko typu *Agrostis stolonifera* (obiekt D). Na warunki wodne tego obiektu (rys. 4) miało wpływ sąsiedztwo rowów

odwadniających oraz lekkie wyniesienie terenu. Podobnie jak w poprzednich zbiorowiskach, dominowały trawy, których łączny udział wynosił 96,80% runi. Wśród nich zdecydowanie przeważała *Agrostis stolonifera* (80,70 %). *Deschampsia caespitosa*, który także wyróżniał się w tym zbiorowisku, stanowił 10,90 % runi. Pozostałe gatunki z grupy traw to: *Holcus lanatus*, *Elymus repens*, *Anthoxanthum odoratum*, *Poa pratensis*, *Poa trivialis*, *Lolium perenne*. Turzyce i sity reprezentowane były przez: *Juncus gerardi*, *Juncus effusus*, *Juncus conglomeratus*, stanowiące łącznie 1,40 % runi. W grupie ziół i chwastów występowało 7 gatunków: *Plantago lanceolata*, *Plantago maritima*, *Ranunculus acris*, *Potentilla anserina*, *Cerastium holosteoides*, *Triglochin maritimum*. Łączny udział tych gatunków wynosił 3,30% runi. Najmniejszą masę w runi stanowiły rośliny motylkowate (0,40 %) - *Trifolium pratense* i *Trifolium repens*. Słonośla na tym obiekcie to tylko 2,10 % runi.

W południowej części analizowanych użytków zielonych, ale na glebie mułowo-murszowej (zaliczanej do typu gleb murszowych), gdzie miąższość poziomu organicznego przekraczała 30 cm, a informacje o poziomie wody gruntowej pochodziły z odczytów piezometru 4 (rys. 5), ukształtowało się zbiorowisko roślinne typu *Festuca rubra* z *Juncus gerardi* (obiekt E). Udział dominantów wynosił 30,80 % i 25,00 %. Trawy łącznie stanowiły 56,90 % (tab. 1). Rośliny motylkowate reprezentowane były przez 4 gatunki: *Lotus tenuis*, *Trifolium fragiferum*, *Trifolium pratense* i *Trifolium repens*. Bogato gatunkowo reprezentowane były zioła i chwasty (9 gatunków). Łącznie stanowiły one 9,10 % runi. Wśród halofitów występowały, obok *Juncus gerardi*, *Glaux maritima*, *Plantago maritima*, *Triglochin maritimum*.

We wschodniej części wyspy (obiekt F), w siedlisku najbardziej wilgotnym, na glebie mułowo-murszowej, ukształtowało się zbiorowisko typu *Juncus gerardi*, które zajmowało enklawy w szuwarze trzcinowym. W zbiorowisku tym stwierdzono bardzo uproszczony skład florystyczny. Trawy stanowiły tylko 33,40 %, a wśród nich dominowały *Festuca rubra* i *Agrostis stolonifera*.

Tabela 1. Skład florystyczny runi łąkowej (%)**Table 1.** Floristic composition (%) of sward meadows

Gatunki	Gleba mineralno-murszowa			Gleba mułowo-murszowa		
	Zbiorowiska ^{*/}					
	<i>Ag. st.</i>	<i>E.r. z F.r.</i>	<i>Ag. st. z D.c.</i>	<i>Ag. st.</i>	<i>F.r. z J.g.</i>	<i>J. g</i>
<i>Agrostis stolonifera</i>	31,19	13,3	32,05	80,70	4,20	4,40
<i>Anthoxanthum odoratum</i>		0,10		0,10	10,80	
<i>Deschampsia caespitosa</i>	0,20	0,40	31,91	10,70		
<i>Elymus repens</i>	5,22	21,4	19,29	4,10		0,60
<i>Festuca rubra</i>		19,90		0,30	30,80	18,10
<i>Holcus lanatus</i>	6,85		6,24	0,10	6,20	
<i>Lolium perenne</i>				0,20		4,60
<i>Phalaris arundinacea</i>						1,70
<i>Phragmites australis</i>						1,40
<i>Poa palustris</i>						2,60
<i>Poa pratensis</i>	20,13	18,80	5,80	0,30	2,60	
<i>Poa trivialis</i>				0,30	2,30	
Razem trawy	63,59	73,90	95,29	96,80	56,90	33,40
<i>Bolboschoenus maritimus</i>						0,60
<i>Carex nigra</i>	25,90				3,60	
<i>Eleocharis palustris</i>		13,27				
<i>Juncus conglomeratus</i>				0,30		
<i>Juncus effusus</i>				0,30		3,90
<i>Juncus gerardi</i>		11,90		0,80	25,00	60,00
Razem turzyce i sity	25,90	25,17		1,40	28,60	64,50
<i>Lotus corniculatus</i>						0,10
<i>Lotus tenuis</i>					2,80	0,10
<i>Trifolium fragiferum</i>					0,30	
<i>Trifolium pratense</i>				0,10	2,00	
<i>Trifolium repens</i>	6,78	0,13		0,30	0,30	0,50
Razem motylkowe	6,78	0,13		0,40	5,40	0,70

Tabela 1. cd.

Table 1. cont.

Gatunki	Gleba mineralno-murszowa			Gleba mułowo-murszowa		
	Zbiorowiska ^{*/}					
	<i>Ag. st.</i>	<i>E.r. z F.r.</i>	<i>Ag. st. z D.c.</i>	<i>Ag. st.</i>	<i>F.r. z J.g.</i>	<i>J. g.</i>
<i>Bellis perennis</i>					0,10	
<i>Cardamine pratensis</i>						0,10
<i>Cerastium holosteoides</i>	0,14			0,30		
<i>Cirsium arvense</i>					0,40	
<i>Glaux maritima</i>		0,33			0,20	0,30
<i>Plantago lanceolata</i>		0,13		0,10	0,70	
<i>Plantago major</i>						0,30
<i>Plantago maritima</i>		0,40		0,30	2,40	0,60
<i>Potentilla anserina</i>		2,79	3,91	1,70	0,30	
<i>Ranunculus acris</i>				0,30	0,20	
<i>Ranunculus repens</i>	3,32					
<i>Ranunculus sceleratus</i>	0,20					
<i>Stellaria media</i>	0,07					
<i>Taraxacum officinale</i>					0,20	
<i>Triglochin maritimum</i>			0,44	0,30	4,60	0,10
<i>Triglochin palustre</i>			0,36	0,30		
Razem ziola i chwasty	3,73	3,65	4,71	3,30	9,10	1,40

^{*/} - *Ag.st.* – *Agrostis stolonifera*; *E.r. z F.r.* – *Elymus repens z Festuca rubra*; *Ag. st. z D.c.* – *Agrostis stolonifera z Deschampsia caespitosa*; *F.r. z J.g.* – *Festuca rubra z Juncus gerardi*; *J.g.* – *Juncus gerardi*

Ruń zdominował *Juncus gerardi*, który na analizowanym terenie wyznaczał zasięg występowania halofitów. Jego udział wynosił 60,00% runi. Z roślin motylkowatych występował jeden gatunek - *Lotus tenuis*, który także należy do słonorośli. Z halofitów występowały jeszcze *Plantago maritima* i *Triglochin maritimum*. Łącznie halofity stanowiły 61,70% runi.

Szata roślinna Karsiborskiej Kępy jest zróżnicowana, co jest uzależnione od warunków siedliskowych i intensywności użytkowania. Badaniem objęto użytki zielone porośnięte roślinnością łąkowo-pastwiskową. Ogólnie na analizowanych powierzchniach dominowały trawy, a wśród nich: *Agrostis stolonifera*, *Poa pratensis*, *Festuca rubra*. Z grupy halofitów wyróżniały się: *Juncus gerardi*, *Plantago maritima* i *Triglochin maritimum*.

Rozmieszczenie zbiorowisk zależało od warunków glebowych i wodnych. Dużą zależność charakteru zbiorowisk roślinnych od warunków siedliskowych, potwierdzają badania przeprowadzone na wyspie Chrzaszczewskiej oraz w rezerwacie częściowym roślinności solniskowej „Władysławowo” [6].

Występujące zbiorowiska roślinne przedstawiają mierną wartość użytkową na glebie mineralno-murszowej i od miernej do ubogiej - na glebie mułowo-murszowej (tab. 11). Z badań Czyża i in. [3] wynika, że pozyskiwana biomasa z analizowanych użytków zielonych stanowi wartościową paszę, której wartości NEL wynoszą od 4,8 do 5,4 MJ na kg suchej masy. Autorzy zwracają uwagę, że zwierzęta omijające halofity (pasza z halofitów jest gorzka) stwarzają korzystne warunki dla ich rozwoju (jest to forma ochrony czynnej). Jeżeli chodzi o walory przyrodnicze ocenianych zbiorowisk to na glebie mineralno-murszowej zakwalifikowane zostały, jako małe (obiekt A), średnio umiarkowane (obiekt D) oraz umiarkowanie duże (obiekty B, C), a na glebie mułowo-murszowej - jako umiarkowanie duże (obiekt E) i duże (obiekt F). O znaczących walorach przyrodniczych słonaw informuje wielu autorów [1, 4, 16, 18]. Zdaniem Piotrowskiej [15] i Sągina [18] w warunkach małego zasolenia i w warunkach zbyt suchych halofity mają charakter nietrwały, a w siedliskach zalewanych bardzo często wypierane są przez *Phragmites australis*. Durkowski [7] analizując kształtowanie się poziomów wody gruntowej, a tym samym warunki wilgotnościowe, a także rozmieszczenie słonorośli na omawianych użytkach zielonych Karsiborskiej Kępy stwierdził, że należałoby okresowo, szczególnie w czerwcu i lipcu, ograniczać odpływ wody z części zachodniej poprzez wprowadzenie zastawek w kanałach a także dodatkowo doprowadzać wodę z przyległej rzeki – Starej Świny. Zdaniem tego autora w celu ograniczenia ekspansji *Phragmites australis* wskazane byłoby obniżenie poziomu wody gruntowej o około 20 cm we wschodniej, a także częściowo w południowej

części Wyspy. Taki efekt można by osiągnąć wydłużając pracę stacji pomp. Jak twierdzi Durkowski [7] obecna infrastruktura melioracyjna nie zapewnia warunków dla różnicowania poziomów wody gruntowej w poszczególnych częściach Karsiborskiej Kępy, co jest niezbędne dla stabilizacji występowania halofitów. Sągin [18] zwraca uwagę na konieczność koszenia *Phragmites australis*, jako groźnego konkurenta dla halofitów. Zdaniem Sągina [18] proces wtórnej ekspansji *Phragmites australis* nasilił się na skutek ograniczenia intensywności rolniczego wykorzystania oraz pogorszenia się funkcjonowania sieci melioracyjnej. Efektem tego procesu jest zastępowanie zbiorowisk łąkowo-pastwiskowych szuwarem trzcinowym.

Tabela 2. Wartość użytkowa (Lwu) i walory przyrodnicze (Lwp) badanych zbiorowisk

Table 2. Utilitarian (lwu) and natural values (lwp) of plant communities

Obiekt badań	Wartość użytkowa		Walory przyrodnicze		
	Lwu	Wartości użytkowe	Średni wskaźnik waloryzacji Lwp	Walory przyrodnicze	Klasa waloryzacyjna
A	5,03	mierna	1,95	małe	III A
B	5,58	mierna	3,35	umiarkowanie duże	VI B
C	4,19	mierna	3,20	umiarkowanie duże	VI B
D	4,82	mierna	2,75	średnio umiarkowane	V B
E	4,20	mierna	3,25	umiarkowanie duże	VI B
F	2,90	uboga	3,55	duże	VII C

4. Wnioski

1. Zróżnicowane warunki siedliskowe, na obszarach porośniętych roślinnością łąkowo-pastwiskową, miały istotny wpływ na charakter szaty roślinnej, a mianowicie - na glebie mineralno-murszowej, w zależności od warunków wilgotnościowych, ukształtowały się zbiorowiska typu *Agrostis stolonifera*, *Elymus repens* z *Festuca rubra*, *Agrostis stolonifera* z *Deschampsia caespitosa*, a na glebie mulowo- murszowej- zbiorowiska typu *Festuca rubra* z *Juncus gerardi* oraz *Juncus gerardi*.

2. Halofity (*Juncus gerardi*, *Triglochin maritimum*, *Glaux maritima*, *Triglochin palustre*, *Plantago maritima* oraz *Trifolium fragiferum*, *Lotus tenuis*), występujące na znacznej powierzchni w sąsiedztwie *Phalaris arundinacea*, gatunku bardzo konkurencyjnego dla zbiorowisk łąkowo-pastwiskowych, wymagają ochrony czynnej.
3. Dla zachowania stabilności warunków wilgotnościowych i powszechności występowania na Karsiborskiej Kępie zbiorowisk łąkowo-pastwiskowych z udziałem halofitów niezbędne są usprawnienia funkcjonowania infrastruktury melioracyjnej, z możliwością regulacji poziomu wód gruntowych na poszczególnych częściach wyspy i ustabilizowania rolniczego wykorzystania użytków zielonych poprzez racjonalną gospodarkę łąkowo-pastwiskową.

Literatura

1. **Bosiacka B.:** *Zagrożona roślinność solniskowa w granicach miasta Kołobrzeg*. Chrońmy przyrodę ojczystą, 55, 4, 1999.
2. **Czubiński Z.:** *Zagadnienia geobotaniczne Pomorza*. Badania fizjograficzne nad Pol. Zach., 4, 1951.
3. **Czyż H., Trzaskoś M., Szydłowska J., Malinowski R.:** *Kształtowanie się zbiorowisk roślinnych na Wyspie Chrzęszczewskiej w warunkach oddziaływania wód słonych*. Acta Agrophysica 1, (1), 69-75, 2003.
4. **Czyż H., Kitzak T., Trzaskoś M.:** *Floristic composition, natura and practical value of plant cover with the participation pffhalophyte In the Rega river Halley*. In: Salt grasslands and coastal meadows, (pod redakcją Henryka Czyża), Wyd. AR w Szczecinie, 85-90, 2006.
5. **Czyż H., Niedźwiecki E., Protasowicki M., Rogalski M., Poleszczuk G.:** *Chemical investigations of surface Walters In drainage ditches and stagnation pockets and soil waters in halophyte habitation the Karsiborska Kępa Island (Brama Świny – area nw Poland)*. In: Salt grasslands and coastal meadows, (pod redakcją Henryka Czyża), Wyd. AR w Szczecinie, 51-60, 2006.
6. **Czyż H., Niedźwiecki E., Trzaskoś M., Michalkiewicz J.:** *Charakterystyka zbiorowisk roślinnych ukształtowanych w warunkach oddziaływania wód słonych*. Roczn. Akad. Rol. w Poznaniu, CCCXLII, 23, 63-72, 2002.
7. **Durkowski T.:** *Opracowanie z zakresu hydrologii na potrzeby Planu Zarządzania dla lokalizacji Karsiborska Kępa*, w ramach projektu „Ochrona wodniczki w Polsce i Niemczech”, (maszynopis), 2009.

8. **Filipek J.:** *Projekt kwalifikacji roślin takowych i pastwiskowych na podstawie liczb wartości użytkowej.* Post. Nauk Rol. 4, 59-68, 1973.
9. **Jasnowski M.:** *Torfowisko Karsibórz I (gromada Karsibórz, powiat Wolin, woj. Szczecińskie).* Zakład Torfoznawstwa Wyższej Szkoły Rolniczej w Szczecinie, Maszynopis, 1-27, 1959.
10. **Niedźwiecki E., Protasowicki M., Wojcieszczuk T., Malinowski R.:** *The soils of the "Karsiborska Kępa" Island within the Świna reverse delta.* Fol. Univ. Agric. Stetin. 203 Agriculture, (80), 51-57, 1999.
11. **Niedźwiecki E., Protasowicki M., Wojcieszczuk T., Malinowski R.:** *Soil habitat of the area with halophilous vegetation within the Polish Baltic Sea Zone.* In: Salt grasslands and coastal meadows in the Baltic region. Band 18. Fachhochschule Neubrandenburg University of Applied Sciences, 31-36, 2002.
12. **Niedźwiecki E., Wojcieszczuk T., Malinowski R., Meller E., Szewa E.:** *Chemical properties of silos of the Rega river valley in the vicinity of Włodarka under the meadow vegetation with the participation of halophytes.* W: „Salt grasslands and coastal meadows”, (pod redakcją Henryka Czyża), Wyd. AR w Szczecinie, 85-90, 2006.
13. **Oświt J.:** *Metoda przyrodniczej waloryzacji mokradł i wyniki jej zastosowania na wybranych obiektach.* IMUZ Falenty, 3-32, 2000.
14. **Piotrowska H.:** *Szata roślinna.* W: *Pobrzeże Pomorskie* (red. A. Augustowski), Ossolineum, Wyd. PAN, 281-317, 1984.
15. **Piotrowska H.:** *Z badań nad roślinnością halofilną wysp Wolina i Uznamu.* Przyr. Pol. Zach. ½: 84-99, 1957.
16. **Piotrowska H.:** *Nadmorskie zespoły solniskowe w Polsce i problemy ich ochrony.* Ochr. Przyr., 39, 7-63, 1974.
17. **Pracz J.:** *Właściwości gleb tworzących się przy udziale słonej wody gruntowej w polskiej strefie przybaltyckiej.* Rozprawy naukowe i monograficzne. Wyd. SGGW-AR, Warszawa, 7-92, 1989.
18. **Sągin P.:** *Cenne składniki szaty roślinnej Karsiborskiej Kępy (Wsteczna Delta Świny) i problemy ich ochrony.* Folia Univ. Agric. Stetin. 197 (75), 283-287, 1999.
19. **Trzaskoś M., Czyż H., Niedźwiecki E., Bury M.:** *Floristic composition of sward on selected halophyte areas.* In: *Salt grasslands and coastal meadows in the Baltic region.* Band 18. Fachhochschule Neubrandenburg University of Applied Sciences, 219-227, 2002.

Characteristics of Salt Plant Community and its Protection on the Area of Retrograde of Świna River Delta

Abstract

Scientific research was realized on the Karsiborska Kępa Island, which is one of the biggest islands laid in the retrograde delta of Świna river. Research was conducted on the meadow-pasture community area. After the preliminary analysis, grasslands located on the mineral-rot and mud-rot soils were chosen to the detailed analysis. They were conducted using botanical-weight method. Location of research sites is shown in Figure 1.

Utility value of individual sward communities was determined on the basis of the utility (Lwu) – [8], and natural values by valorisation numbers (Lwp) – [13]. Configuration of ground water level was determined using piezometers, which were deployed in the area covered by the research (Fig. 1).

In the term of first cut, on the allowed areas, plant samples were taken to the floristic botanical analyses. Use value of the grassland, was define by number of use value and natural value was define by number of valorization. Water level was detected by piezometres, which were located on the research areas.

Differential environmental conditions influenced the community area. On the mineral-rot soil, community of: *Agrostis stolonifera*, *Elymus repens* with *Festuca rubra*, *Agrostis stolonifera* with *Deschampsia caespitosa* were formed. On the mud-rot soil with the higher level of groundwater, community of: *Juncus gerardi* and *Festuca rubra* with *Juncus gerardi* were formed.

Little occurrence of salt plants (*Juncus gerardi*, *Triglochin maritimum*, *Glaux maritime*, *Triglochin palustris*, *Plantago maritima* and *Lotus tenuis* and *Trifolium fragiferum*) justified extensive pasture farming or mowing, which provided active environmental protection for salt plants, and also take notice on the necessary of efficient running of reclamation infrastructure.

In order to maintain stability of humidity conditions on and the prevalence of communities of meadow-pasture with halophytes on Karsiborska Kępa it is necessary to improve functioning of the drainage infrastructure, with the possibility of regulation of groundwater level in various parts of the island and to stabilize agricultural use of grasslands by rational economy of grassland.



Uwarunkowania i prognoza bezpieczeństwa energetycznego Polski na lata 2010-2110

Stanisław Gawłowski
Ministerstwo Środowiska

Renata Listowska-Gawłowska
Bałtycka Wyższa Szkoła Humanistyczna, Koszalin

Tadeusz Piecuch
Politechnika Koszalińska

1. Wstęp

Bezpieczeństwo energetyczne każdego kraju stanowi jeden z głównych czynników jego poprawnego funkcjonowania jako pewnego spójnego gospodarstwa, które nazywa się państwem.

Bezpieczeństwo energetyczne jest jednak szczególnie ważne dla państw położonych geograficznie w strefach, w których długie okresy roku dają niskie temperatury, a czasem nawet bardzo niskie i do tych obszarów strefy geograficznej musi być zaliczona także Polska.

Bezpieczeństwo energetyczne naszego kraju to nie tylko bieżące ciągle dostarczanie do naszych fabryk i domostw prądu i ciepła, ale także szeroko rozumiane środki transportu, które także, a może i głównie, pochłaniają ogromną ilość nośników energii.

W maju 2009 roku odbyła się w IX Ogólnopolska Konferencja Naukowa nt. „Kompleksowe i szczegółowe problemy inżynierii środowiska” organizowana w Darłównu przez Katedrę Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji Odpadów Politechniki Koszalińskiej w ramach której konferencji wydzielona została sesja problemowa zagadnień energetycznych oraz niezależnie odbyła się bezpośrednia transmisja telewizyjna przekazywana przez TVP3 Szczecin jako Forum Dyskusyjne nt. „Bezpieczeństwo energetyczne kraju – niekonwencjonalne źródła energii”. Uczestnikami tej dyskusji byli uznani w kraju i nie tylko w kraju profesorowie, a mianowicie prof. dr hab. inż. Aleksander Szkarowski Szef Zespołu Ogrzewnictwa i Ciepłownictwa Katedry Sieci i Instalacji Sanitarnych Politechniki Koszalińskiej, Dyrektor Instytutu Maszyn Przepływowych Polskiej Akademii Nauk prof. dr hab. inż. Jarosław Mikielewicz, Prezes Zarządu Głównego Polskiego Zrzeszenia Inżynierów i Techników Górnictwa prof. dr hab. inż. Wiesław Blaschke z Politechniki Śląskiej, Dyrektor Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią Polskiej Akademii Nauk w Krakowie prof. dr hab. inż. Eugeniusz Mokrzycki, prof. dr hab. inż. Tadeusz Piecuch Kierownik Katedry Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji Odpadów Politechniki Koszalińskiej, Prorektor ds. Nauki Politechniki Koszalińskiej prof. dr hab. inż. Tadeusz Bohdal – Kierownik Katedry Techniki Ciepłej oraz także JM Rektor Politechniki Koszalińskiej prof. dr hab. inż. Tomasz Krzyżyński.

Redaktorzy TVP3 prowadzący Forum tak ustawili program, że każdy z w/w Profesorów odpowiadał na wąsko specjalizacyjne pytania w których poszczególne Profesorowie prowadzą własne badania i studia wysoce specjalistyczne.

Należy tu także nadmienić, iż na sali plenarnej konferencji obecnych było także wielu innych profesorów zajmujących się problematyką energetyczną, a którzy nie brali udziału w tej transmisji – Forum Dyskusyjnym TVP3 Szczecin, a mianowicie m.in. prof. dr hab. inż. Kazimierz Pieńkowski Rektor Państwowej Wyższej Szkoły Informatyki i Przedsiębiorczości w Łomży, prof. dr hab. inż. Jan Hehlmann Kierownik Katedry Aparatury Chemicznej i Procesowej Politechniki Śląskiej, prof. dr hab. Lucjan Pawłowski Dziekan Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Lubelskiej, prof. dr hab. inż. Czesława Rosik-Dulewska Dyrektor Instytutu Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk w Zabrze, prof. dr hab. inż. Rafał Miłaszewski z Politechniki Białostockiej, a także

z Politechniki Koszalińskiej Dziekan Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska prof. dr hab. Kazimierz Szymański, prof. dr hab. inż. Antoni W. Żuchowicki Kierownik Katedry Sieci i Instalacji Sanitarnych Politechniki Koszalińskiej oraz prof. dr hab. Józef Malej i wielu innych profesorów zahaczających w swej pracy naukowej o tę problematykę, których nie sposób tu wszystkich wymienić.

Transmitowane przez TVP3 Szczecin Forum Dyskusyjne co do swej treści merytorycznej stanowiło właściwie kompilację problematyki, której treść objęta jest tą publikacją i co tym samym oczywiste w wielu przypadkach w aspekcie cytowań wypowiedzi w/w profesorów, będzie ta dyskusja w treści niniejszej publikacji grafii wykorzystana.

2. Definicja bezpieczeństwa energetycznego

Termin „bezpieczeństwo” pochodzi od łacińskiego „*sine cura = securitas*”, *sine* – bez, *cura* – troska, uwaga niepokój; *securitas* – wolność od troski i pewność, beztroska i stan bez niepokojów lub zagrożeń – jest określeniem stanu dającego poczucie pewności i gwarancje jego zachowania,

Współczesne bezpieczeństwo jest przedmiotem zainteresowania przedstawicieli różnych dyscyplin wiedzy. Wśród typologii bezpieczeństwa, bezpieczeństwo energetyczne stanowi pewien składnik przedmiotowy ogólnie pojmowanego bezpieczeństwa określonego dodatkowo w wymiarze przestrzennym, czasowym oraz sposobu organizowania.

Przez bezpieczeństwo energetyczne państwa, w myśl art. 3, pkt. 16 Ustawy Prawo Energetyczne z dnia 10 kwietnia 1997 r. (Dz. U. z 2003 r., nr 153, poz. 1504 ze zm.) rozumie się „*stan gospodarki umożliwiający pokrycie bieżącego i perspektywicznego zapotrzebowania odbiorców na paliwa i energię w sposób technicznie i ekonomicznie uzasadniony, przy zachowaniu wymagań – ochrony środowiska*”.

Przyjmując za podstawę tą ustawową definicję, można określić zachowanie bezpieczeństwa energetycznego kraju jako zespół działań zmierzających do stworzenia takiego systemu prawno-ekonomicznego, który wymuszałyby:

- pewność dostaw,
- konkurencyjność,
- spełnienie wymagań ochrony środowiska.

Ponadto definicje bezpieczeństwa energetycznego (różne podejścia) występują w:

- Założeniach polityki energetycznej Polski do 2010 r.,
- Strategii bezpieczeństwa narodowego RP z dnia 22 lipca 2003 r.,
- Założeniach polityki energetycznej Polski do 2020 r.,
- Polityce energetycznej Polski do 2020 r.,
- Polityce energetycznej Polski do 2030 r.,
- publikacjach (np. prof. W. Bojarski).

2.1. Podstawowe założenia bezpieczeństwa energetycznego UE

Europejska polityka energetyczna oparta jest na trzech filarach:

- przeciwdziałanie zmianom klimatu,
- ograniczenie podatności UE na wpływ czynników zewnętrznych wynikające z zależności od importu węglowodorów,
- wspieranie zatrudnienia i wzrostu gospodarczego.

2.2. Podstawowe założenia bezpieczeństwa energetycznego Polski

Najogólniej ujmując podstawowe założenia bezpieczeństwa energetycznego naszego kraju można sformułować jako następujące cele:

- poprawa efektywności energetycznej,
- wzrost bezpieczeństwa dostaw paliw i energii,
- dywersyfikacja struktury wytwarzania energii elektrycznej poprzez wprowadzenie energetyki jądrowej,
- rozwój wykorzystania odnawialnych źródeł energii, w tym biopaliw,
- rozwój konkurencyjnych rynków paliw i energii,
- ograniczenie oddziaływania energetyki na środowisko.

Jednoznaczne zdefiniowanie pojęcia bezpieczeństwa energetycznego jest trudne do sformułowania, gdyż należy najpierw zadać podstawowe pytanie w jakim odniesieniu ilość częściowa energii ogólnie rozumianej dostarczana na bieżąco na potrzeby naszego kraju jest jeszcze wystarczająca, chociaż minimalna, lecz zabezpieczająca nasze bezpieczeństwo – wobec poziomu tzw. potrzeb bilansowych czyli pełnych.

Zachodzi więc pytanie jaka część (jaki procent) potrzebnej energii pełnej czyli bilansowej jest przez nas do przyjęcia, o ile założymy maksymalne możliwe jeszcze oszczędności wobec potrzeb pełnych – na tyle, że w miarę normalnie funkcjonujemy jako kraj.

Oczywiście można podejść do tego problemu inaczej, tj. przyjmując jako poziom odniesienia nasze krajowe pełne zapotrzebowanie na ogólnie rozumianą energię, a więc zapotrzebowanie bilansowe dla naszych fabryk, domostw i szeroko rozumianego transportu.

Zdefiniowanie bezpieczeństwa energetycznego kraju jako bezpieczeństwa bilansowego czyli pełnego jest oczywiście łatwiejsze i mniej dyskusyjne.

Ogólnie ujmując roczniki statystyczne wykazują nasze krajowe zapotrzebowanie umownie na paliwa klasyczne jak: węgiel koksujący, węgiel energetyczny, węgiel brunatny, drewno, gaz koksowniczy, gaz ziemny, ropę naftową, a także obecnie ujmują przychód energii dostarczany ze źródeł niekonwencjonalnych tzn. wynikających z wykorzystania energii wody, wiatru, słońca czy też odpadów.

Zupełnie oddzielnym zagadnieniem w aspekcie dyskusji o przyszłości energetycznej naszego kraju jest zainwestowanie, a potem wykorzystanie energii jądrowej.

Natomiast wracając do rozważań nt. zdefiniowania tzw. bezpieczeństwa energetycznego kraju – najczęściej pojawia się w dyskusjach kwestia dywersyfikacji dostaw gazu ziemnego i ropy naftowej. Jest to o tyle oczywiste, iż nasz kraj bazując na własnych zasobach węgla kamiennego oraz brunatnego nie musi obawiać się o dostawy na własnych rynek tych surowców pod warunkiem, że doinwestuje odpowiednio nasze górnictwo węglowe – co tak mocno akcentował w swej wypowiedzi prof. Wiesław Blaschke na odnośnym Forum Dyskusyjnym TVP3 Szczecin w dniu 29 maja 2009 roku.

Podobnie zresztą można odnieść się ogólnie do sprawy wykorzystania niekonwencjonalnych źródeł energii (woda, wiatr, słońce, odpady) pod warunkiem, iż w te technologie nasz kraj zainwestuje.

Natomiast bezpieczeństwo energetyczne naszego kraju to potocznie najczęściej dyskutowane i rozumiane, odnosi się do aktualnego stanu dostaw gazu i ropy, głównie z kierunku wschodniego czyli Rosji, a tylko w niewielkim stopniu w odniesieniu do innych kierunków z których dostawy są tylko uzupełnieniem.

Otóż, chodzi w praktyce o to, że istnieje możliwość wstrzymania dostaw ropy i gazu z Rosji – gdyż taką próbkę kilkudniowego wstrzymania dopływu tych mediów mieliśmy w przeszłości – co traktowano w mediach jako sprawę polityczną. Tym czasem odwołując się znowu do

Forum Dyskusyjnego TVP3 z dnia 29 maja 2009 roku prof. dr hab. inż. Aleksander Szkarowski stwierdził, że sprawę ewentualnego wstrzymania dostaw ropy i gazu z Rosji do Polski nie można rozpatrywać w aspekcie politycznym, a jedynie w aspekcie gospodarczym. W swej wypowiedzi prof. Szkarowski stwierdził, że rosyjski przemysł naftowo-gazowy to ogromna, niewyobrażalna dla przeciętnego obywatela machina gospodarcza, której nie można po prostu ot tak sobie zatrzymać i gdyby zaprzestać transportowania np. gazu do Polski to trzeba by po prostu ten gaz spalać natychmiast po wydobyciu, a produkty termicznego rozkładu gazu ziemnego wprowadzać do atmosfery, co i tak jest lepsze jak niedopuszczalne wprowadzenie do atmosfery gazy wydobywanego, a nie spalane go bo wstrzymano jego dostawy np. ze względów politycznych.

Wreszcie prof. Szkarowski postawił w tej dyskusji retoryczne pytanie dziennikarzom prowadzącym jak i widzom: czy gdyby był już zbudowany tzw. gazociąg północny Rosja – Niemcy i gdy nagle Rosja odmówiła Polsce dostaw gazu ziemnego – to czy Niemcy pomogliby Polsce dostarczając nam przejęty od Rosji tym rurociągiem gaz? Otóż, po chwili ciszy – zadumy prof. Szkarowski sam odpowiedział sobie na postawione pytanie w sposób twierdzący tzn. taki, że Niemcy jako państwo pomogliby Polsce.

Oczywiście w tym momencie można by rozwinąć wielokierunkową dyskusję o tym, czy prof. Szkarowski ma rację lub w jakim stopniu ma rację i zapewne zdania byłyby podzielone.

Napewno w tym odniesieniu bezpieczeństwa energetycznego kraju nie da się uciec od polityki i to zarówno w odniesieniu do stosunków Niemcy – Rosja, z drugiej jednak strony Polska znajduje się w układzie państw Unii Europejskiej i dlatego na dzisiaj takie niebezpieczeństwo nam nie grozi, a na pomoc państwa niemieckiego możemy obecnie liczyć. Myśląc o bezpieczeństwie energetycznym kraju nie możemy odrzucać zmian geopolitycznych zarówno w rejonie Europy jak i Świata, nie możemy odrzucać prawdopodobieństwa wejścia Rosji do NATO dla stworzenia większej zapory przed ekspansją zarówno krajów azjatyckich, jak i krajów arabskich – w szczególności w związku z koniecznością zahamowania wojny terrorystycznej przeciwko państwom świata o najwyższej technologii (USA, Niemcy, Wielka Brytania, Francja, Hiszpania).

Wreszcie, nie możemy zapominać o przyszłych pokoleniach, gdyż złoża surowców energetycznych węgla, ropy i gazu szcerpują się

i wówczas zaopatrzenie państw, w tym i naszego kraju, musi być oparte o energetykę jądrową, która jest ogromnie kosztowa inwestycyjnie (liczona w wielu miliardach euro), ale stosunkowo tania eksploatacyjnie, o czym mówił w audycji Forum w TVP 3 w dniu 29 maja 2009 roku prof. Tadeusz Bohdal, zwracając także uwagę na potencjalne obawy społeczeństw przed ewentualną katastrofą takiej elektrowni jądrowej.

W ramach tej dyskusji prof. Bohdal stwierdził, że elektrownie jądrowe są najbardziej bezpiecznymi i najbardziej przychylnymi dla ochrony środowiska zakładami energetycznymi. Podał przykład Francji jako kraju, którego energetyka oparta jest na energetyce jądrowej. Prof. Tadeusz Bohdal podał także jako przykład, że przeprowadzono próbę – symulację upadku dużego samolotu transportowego z bardzo dużej wysokości na standardowo, czyli na dzisiaj optymalnie zabezpieczony reaktor jądrowy. Próba ta wypadła pozytywnie.

Zdaniem prof. Bohdala, Polska ma szansę wybudować niezbędną dla nas elektrownię jądrową w granicach 2025 roku.

Różne źródła literaturowe wykazują, że przy obecnym stałym zużyciu, zasoby surowców energetycznych ulegną szczerpaniu w pewnym dużym przybliżeniu w interwale lat:

- węgiel – po 2100 (2200) roku,
- ropa – po 2045 (2050) roku – 2060 (Bliski Wschód),
- gaz – po 2055 (2060) roku – 2115 roku,
- uran – po 2090 (2200) roku.

Wracając jednak do dnia dzisiejszego, a więc do obecnej sytuacji Polski, zarówno gospodarczej jak i geopolitycznej, dostawy gazu ziemnego i ropy są niezbędne.

Dlatego w odniesieniu do tych ogromnie ważnych mediów energetycznych można przyjąć pewną umowną definicję bezpieczeństwa energetycznego kraju na dzisiaj, taką, że bezpieczeństwo to mogą zapewnić trzy niezależne kierunki dostaw ropy i gazu.

Oczywiście, powyższa definicja jest propozycją autorską.

Każda definicja jest przecież tylko umowną formą przyjęcia pewnych założeń, które potem obligatoryjnie powinni wszyscy uznawać, w czym definicja jest bardzo podobna do pojęcia norm (np. dopuszczalnych zanieczyszczeń w wodzie, powietrzu itp.) czyli nie popełniając dużego błędu można przyjąć, iż definicja jest po prostu pewną normą.

Analizując pojęcie bezpieczeństwa energetycznego kraju w aspekcie jw. można przyjąć najprościej, iż wobec mediów energetycznych gazu ziemnego i ropy naftowej Polska powinna posiadać więcej niż jeden kierunek dostaw tych mediów, przy czym muszą to być kierunki w miarę równoważne o wysokiej wydajności dostaw, **takiej, że przykładowo:**

- jeżeli są to tylko dwa kierunki, to 90% zapotrzebowania zostaje pokryte z tych kierunków, ale z każdego z tych kierunków zapotrzebowanie nie może być mniejsze niż 40%,
- jeżeli są to trzy kierunki to muszą one obejmować 90% zapotrzebowania, przy czym z każdego kierunku nie może być mniej niż 25% zapotrzebowania naszego kraju, itd.

Oczywiście można rozważać teoretycznie większą liczbę potencjalnych kierunków dostaw, ale przecież w praktyce jest to mało prawdopodobne ze względów ekonomicznych, a także geopolitycznych.

3. Analiza własna bezpieczeństwa energetycznego Polski – symulacje i prognozy

Studium rozlicznych publikacji opracowań resortowych, w tym także niepublikowanych [1-287], oraz również przeprowadzone bezpośrednio rozmowy i konsultacje z uznanymi specjalistami, zajmującymi się problematyką energetyczną w naszym kraju, pozwalają stwierdzić, że bezpieczeństwo energetyczne Polski jawi się jako nie tylko niesłychanie ważny ale i ogromnie skomplikowany i niezwykle trudny zarówno na dzisiaj, a także w najbliższej oraz dalszej przyszłości problem gospodarki zasobami, tu zarówno surowcowymi no i oczywiście finansowymi, gdy surowce energetyczne trzeba głównie sprowadzać z zagranicy.

Przeprowadzone studium literaturowe oraz studium dokumentacji, oczywiście nie wyczerpuje wszystkich dostępnych informacji oraz poglądów różnych osób w grupie specjalistów, energetyków, gdyż jest to po prostu niemożliwe.

Nie mniej jednak, to przeprowadzone studium, pozwoliło na opracowanie własnej wizji bezpieczeństwa energetycznego kraju i to w ujęciu na dzisiaj, na najbliższe lata i na dalsze lata, założmy umownie, do stu lat, tj. w przedziale, od roku 2010 do roku 2110.

Otóż, bezpieczeństwo energetyczne Polski można rozpatrywać jako bezpieczeństwo pojedynczego państwa, jedynie w bardzo krótkim okresie czasu i to można ująć jako pojęcie "na dzisiaj" .

Pojęcie bezpieczeństwa Polski "na dzisiaj" oznacza, że na dzisiaj znajdujemy się w na tyle dobrym położeniu geopolitycznym, że odpowiednimi umowami międzynarodowymi mamy zabezpieczone dostawy deficytowych nośników energii jak gaz ziemny i ropa naftowa oraz, że na dzisiaj, nie grozi nam zamknięcie tych dostaw, bowiem nie grożą nam na dzisiaj konflikty zbrojne, mamy ochronę Unii Europejskiej od strony gospodarczej oraz mamy ochronę militarną, będąc członkiem NATO.

Oczywiście, jako kraj chcemy aby taka stabilizacja utrzymywała się zawsze, ale przecież historia uczy, że stosunki międzynarodowe układają się różnie, zmieniają się sojusze gospodarcze i polityczne nawet te, które wydawałyby się są bardzo trwałe.

Właśnie dlatego bezpieczeństwa energetycznego kraju nie można rozpatrywać w oderwaniu od ogólnego bezpieczeństwa naszej Ojczyzny – Polski.

Otóż, na ogólne bezpieczeństwo kraju składa się szereg parametrycznych bezpieczeństwa; wymieńmy chociaż te najważniejsze;

- bezpieczeństwo energetyczne,
- bezpieczeństwo dostępu do słodkiej, czystej wody,
- bezpieczeństwo wynikające z konieczności neutralizacji, likwidacji i utylizacji odpadów, które drastycznie zaczynają zalegać w kraju (podobnie w innych państwach jak i w ogóle w świecie, szczególnie w krajach o rozwiniętej technologii),
- bezpieczeństwo militarne,
- bezpieczeństwo gospodarcze (budżet, problem banków, problem zadłużenia, problem płynności finansowej państwa),
- bezpieczeństwo zdrowotne.

Otóż, jeżeli nawet jeden z wyżej wymienionych parametrów bezpieczeństwa uległby kompletnemu załamaniu, to na zasadzie efektu domina, także załamaniu ulegną pozostałe parametry bezpieczeństwa kraju, a to oznacza załamanie się funkcjonowania państwa jako całości, czyli jako ogromnej polskiej rodziny.

To wszystko mieści się w tak modnym ostatnio pojęciu rozwoju zrównoważonego (pionierskie publikacje prof. Franciszka Piontka

z Akademii Ekonomicznej w Katowicach, potem Uniwersytet Techniczno-Humanistyczny w Bielsko-Białej [173, 174, 175, 176, 177, 178], a obecnie prace prof. Artura Pawłowskiego z Politechniki Lubelskiej) [154, 155, 156].

Zatem, pierwszym zasadniczym fundamentem bezpieczeństwa energetycznego Polski jest zrównoważony rozwój wszystkich dziedzin gospodarki i życia społecznego w odpowiednich proporcjach, chociaż wyodrębnione bezpieczeństwo energetyczne Polski, wśród wyżej wymienionych parametrów, traktowanych w układzie rankingowym, może być postawione na pierwszym miejscu.

Drugim zasadniczym fundamentem bezpieczeństwa energetycznego Polski, traktowanego tu jako element całości bezpieczeństwa kraju, musi być współpraca z Unią Europejską, w zakresie szeroko rozumianej gospodarki zintegrowanej i coraz bardziej spójnej, docelowo jako jedno państwo sfederowane typu Kraje Zjednoczonej Europy.

Właściwie takie państwo tworzy się obecnie właśnie na naszych oczach – mamy Europejski Parlament, mamy komisje odpowiadające ministerstwom itd.

Utrzymując taki system współpracy, Polska może liczyć na pomoc państw UE, ale, o ile będą one w potrzebie – także Polska musi im pomagać – a to już nam jako społeczeństwu przychodzi znacznie trudniej.

Zwracając uwagę na powyższe, nie można wykluczyć, iż nagle mogą nastąpić zdarzenia, które nie są przecież mało prawdopodobne, jak eskalacja konfliktów wojennych (Irak, Iran, Afganistan, Korea Północna, Pakistan oraz nie do końca przewidywalne Chiny, państwa Wschodniej Azji itd.). To może spowodować zablokowanie dostaw do Polski a nawet szerzej – do Europy, gazu ziemnego i ropy naftowej.

Zatem, bezpieczeństwo energetyczne Polski musi być wkomponowane w bezpieczeństwo gospodarcze Unii Europejskiej i w tym globalnie ujętym bezpieczeństwie energetycznym Unii Europejskiej, mieści się bezpieczeństwo energetyczne naszego kraju.

Po prostu nie ma innej alternatywy i to jest ten drugi filar bezpieczeństwa energetycznego Polski, rozumiany jako wspólne bezpieczeństwo Europy.

Jest już dzisiaj wiadomo, że klasyczne surowce energetyczne ulegają szybkiej eksploatacji, a więc szybkiemu wykorzystaniu i można w przybliżeniu przyjąć szacunkowo z pomijalnym błędem, iż :

➤ światowe zasoby ropy naftowej starczą nam na około 50 lat,

- światowe zasoby węgla kamiennego – na około 100 lat (a w Polsce znacznie krócej, o ile nie sięgniemy po pokłady poniżej 1000 metrów),
- światowe zasoby gazu ziemnego – na około 80 lat.

Oczywiście, można liczyć się z tym, że będą dokonane jeszcze nowe odkrycia złóż węgla, ropy oraz gazu - aczkolwiek doświadczenie ostatnich lat uczy, iż jest to możliwe, aczkolwiek trudne.

Wykorzystując bowiem najnowsze zdobycze techniki, prowadzi się intensywne poszukiwania złóż tych surowców, szczególnie ropy naftowej i gazu i to nawet pod dnami mórz i oceanów; nawet odkrycie takich złóż w tych warunkach będzie powodowało ich ewentualną, ogromnie kosztowną eksploatację. Zatem cena takiej ropy i gazu może być tak duża, iż nie opłacalna w porównaniu do energetyki jądrowej.

Planując więc bezpieczeństwo energetyczne kraju, w perspektywie, nie tylko na dzisiaj ale na najbliższe lata i lata dalsze, tu umownie – do 100 lat, musimy uwzględnić szczyptywalność zarówno złóż polskich: węgla, gazu ziemnego i ropy naftowej, jak i światowych złóż tych surowców energetycznych.

Zatem, zaproponowano w tym miejscu pewną prognozę – symulację koniecznego zaopatrzenia w te paliwa klasyczne: węgiel, ropę naftową i gaz ziemny, naszej gospodarki, uwzględniając w tej symulacji nagle tj. w krótkim okresie czasu szczypanie się złóż węgla, ropy naftowej i gazu ziemnego zarówno w kraju, jak i w innych państwach na świecie (problem zmniejszenia dostaw, zwiększania cen).

Otóż, uwzględnienie, w miarę realnej, takiej symulacji przez obecne jak i przyszłe rządy w naszym kraju jest trzecim filarem bezpieczeństwa energetycznego Polski .

Te symulacje, oparte o studium publikacji, dokumentacji oraz rozmów bezpośrednich ze specjalistami branży energetycznej w naszym kraju przedstawiono w tabelach od 1 do 4 oraz na wykresach rys. 1 do rys. 4.

Tabela 1. Symulacja – prognozowanie zaopatrzenia realnego na gaz ZR_G w czasookresie od 2010 r. do roku 2110 (2130)**Table 1.** Simulation – forecasting of the real supply ZR_G of gas in period from 2010 to 2110 (2130)

Lp.	Rok	Prognoza – symulacja zaopatrzenia realnego ZR _G [mld m ³ /rok]	Prognoza - symulacja zaopatrzenia realnego ZR _G [mld m ³ /rok] po przedłużeniu umów z Rosją do 2037r.
1.	2010	14,6	
2.	2011	16,7	
3.	2012	18,5	
4.	2013	20,0	
5.	2014	20,0	
6.	2015	20,0	
7.	2017	20,0	
9.	2018	20,0	
10.	2019	20,0	
11.	2020	20,0	
12.	2030	14,8	20,0
13.	2040	14,6	17,0
14.	2050	13,4	15,0
15.	2060	11,0	11,0
16.	2070	9,5	9,5
17.	2080	7,5	7,5
18.	2090	6,0	6,0
19.	2100	1,5	1,5
20.	2110	0,5	0,5
21.	2120	0,3	0,3
22.	2130	0,1	01

Pod pojęciem zaopatrzenia realnego (ZR) należy rozumieć nasze coroczne potrzeby na wyżej wymienione nośniki klasycznej energii (paliwa), które są zarówno konieczne do prawidłowego, aczkolwiek, w miarę oszczędnego funkcjonowania naszego kraju w kolejnych latach, przy czym na podstawie przeprowadzonych studiów literaturowych oraz innej

dokumentacji należy traktować przyjęte zaopatrzenie realne ZR jako wariant ostrożny, a więc zgodnie z nazwą realnie możliwy do spełnienia.

Tabela 2. Symulacja – prognozowanie zaopatrzenia realnego na ropę naftową ZR_R w czasookresie od 2010-go do 2110 roku

Table 2. Simulation – forecasting of the real supply ZR_R of crude oil in period from 2010 to 2110 (2130)

Lp.	Rok	Prognoza – symulacja zaopatrzenia realnego ZR _R [mln ton/rok]
1.	2010	13,7
2.	2011	13,7
3.	2012	13,6
4.	2013	13,6
5.	2014	13,6
6.	2015	13,6
7.	2016	13,5
8.	2017	13,5
9.	2018	13,4
10.	2019	13,4
11.	2020	13,4
12.	2030	13,2
13.	2040	13,8
14.	2050	12,4
15.	2060	7,0
16.	2070	3,5
17.	2080	2,0
18.	2090	1,5
19.	2100	1,0
20.	2110	0,5

Zwraca się jednocześnie uwagę, iż wartości liczbowe przedstawione w tablicach od 1 do 4 i sporządzone na tej podstawie wykresy rys. od 1 do 4 mówią o łącznym zaopatrzeniu naszych potrzeb w te surowce zarówno ze źródeł rodzimych lub dzierzawionych oraz wprost z importu; zatem stanowią określoną sumę dostaw tworzącą takie realne zaopatrzenie.

Tabela 3. Symulacja – prognozowanie zaopatrzenia realnego na węgiel kamienny ZR_w w czasookresie od 2010 do 2110 (2020) roku**Table 3.** Simulation – forecasting of the real supply ZR_w of hard coal in period from 2010 to 2110 (2130)

Lp.	Rok	Prognoza – symulacja zaopatrzenia realnego ZR _w [mln ton/ rok]
1.	2010	82,0
2.	2011	80,5
3.	2012	79,0
4.	2013	77,5
5.	2014	76,0
6.	2015	74,5
7.	2016	73,5
8.	2017	72,5
9.	2018	71,5
10.	2019	71,0
11.	2020	70,0
12.	2030	58,0
13.	2040	46,0
14.	2050	41,0
15.	2060	35,0
16.	2070	30,0
17.	2080	26,0
18.	2090	20,0
19.	2100	18,0
20.	2110	12,0
21.	2120	0,5

W przedstawionym prognozowaniu zaopatrzenia w te surowce, przyjmuje się jeszcze takie założenie, iż z biegiem lat w przedziale do stu lat nie zmienią się w sposób zasadniczy, a więc drastyczny proporcje zaopatrzenia w gaz, ropę naftową, węgiel kamienny oraz węgiel brunatny w odniesieniu do pozyskiwania tych surowców energetycznych zarówno ze złóż własnych lub dzierżawionych oraz pochodzące z importu.

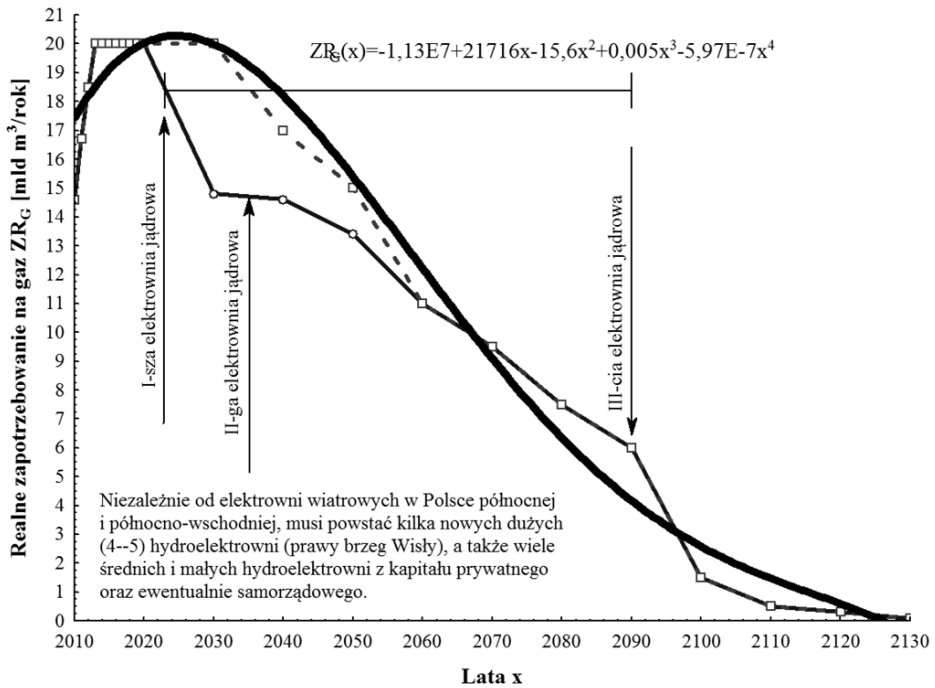
Tabela 4. Symulacja – prognozowanie zapotrzebowania realnego ZR_{WB} na węgiel brunatny w kraju w latach od 2010 do 2110 roku

Table 4. Simulation – forecasting of the real supply ZR_{WB} of brown coal in period from 2010 to 2110 (2130)

Lp.	Rok	Prognoza – symulacja zaopatrzenia realnego ZR_{WB} [mln ton/ rok]
1.	2010	59,0
2.	2011	59,0
3.	2012	59,0
4.	2013	59,0
5.	2014	59,0
6.	2015	59,0
7.	2016	59,0
8.	2017	59,0
9.	2018	59,0
10.	2019	58,0
11.	2020	46,0
12.	2030	32,0
13.	2040	20,0
14.	2050	15,0
15.	2060	10,0
16.	2070	5,0
17.	2080	2,0
18.	2090	1,0
19.	2100	0,5
20.	2110	0,0

Tak więc przyjmuje się przybliżone założenie, iż w następnych latach Polska będzie zaopatrywać się proporcjonalnie:

- w gaz, w około 70% z importu oraz w około 30% ze złóż własnych i dzierzawionych, aż do sczerpania złóż polskich i światowych,
- w ropę naftową w około 95% z importu oraz w około 5% ze złóż własnych i dzierzawionych aż do czerpania,
- w węgiel kamienny w około 100% ze złóż własnych aż do sczerpania,
- w węgiel brunatny w około 100% ze złóż własnych aż do sczerpania.



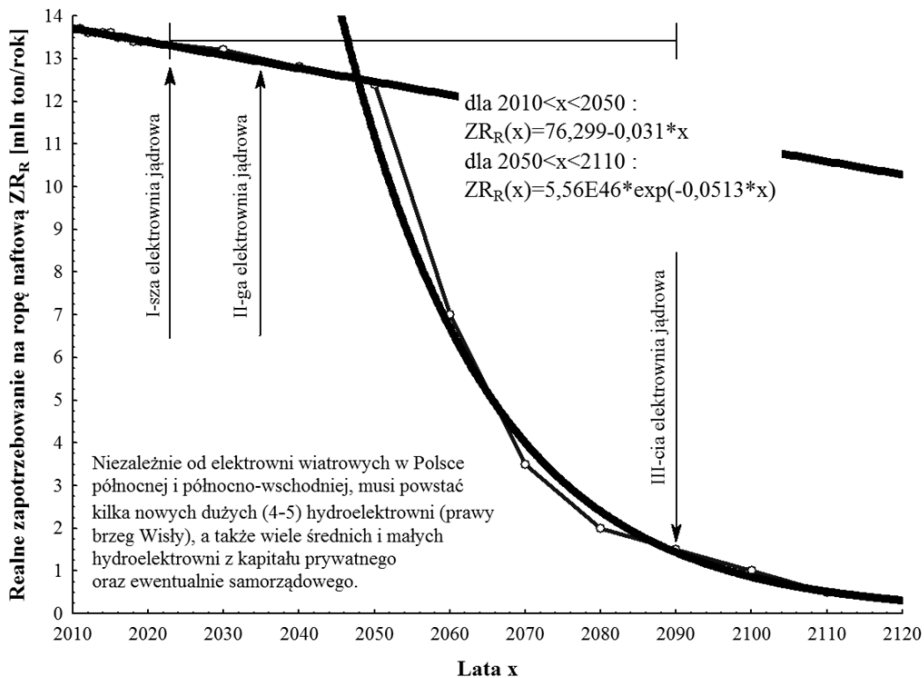
Rys. 1. Krzywa symulacji prognozowania długoterminowego zapotrzebowania realnego ZR_G [mld m^3 /rok] w gaz ziemny Polski w czasookresie 2010÷2110

Fig. 1. Simulation curve of long term forecasting of the real supply ZR_G [mld m^3 /year] of gas in Poland in period from 2010 to 2110

Analiza poszczególnych symulacji – wykresów wskazuje, iż przedstawiono tzw. krzywe symulacyjne, skokowe, odnoszą się do podstawowych, strategicznych surowców energetycznych, węgla, ropy oraz gazu, które to surowce w miejscach uskoku tych krzywych trzeba będzie zrekomensować energią z tzw. źródeł odnawialnych (energia wody, energia wiatru, energia wodoru, energia Słońca) oraz energetyką jądrową [29].

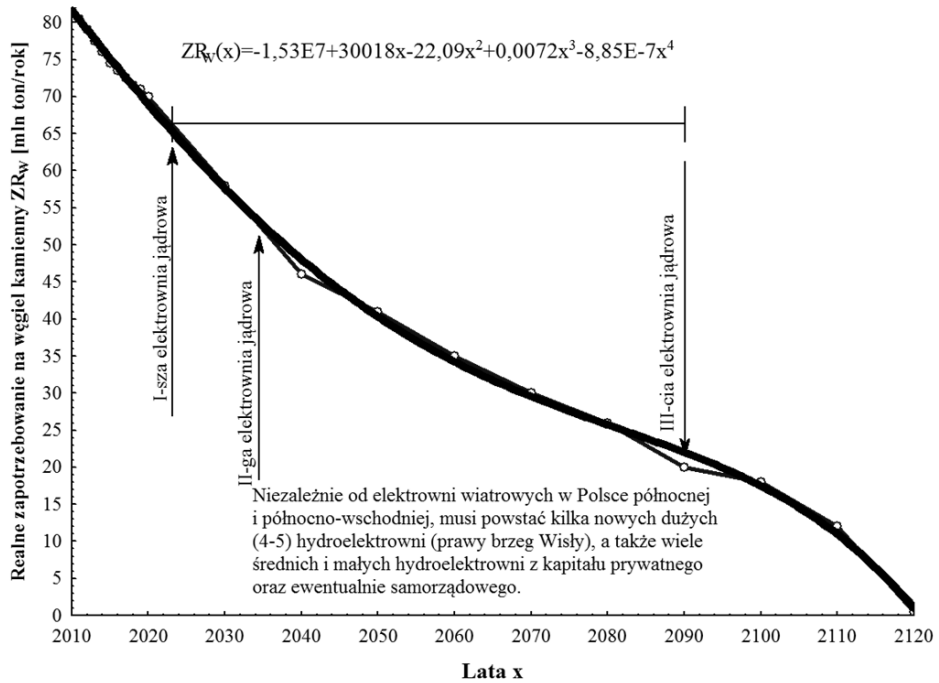
Otóż, w tym miejscu należy zwrócić uwagę czytelnika, że w odniesieniu do konieczności i zasadności budowy kolejnych dużych hydroelektrowni w Polsce na Wiśle, a taką wizję przedstawił na III Kongresie Inżynierii Środowiska w Lublinie we wrześniu 2009 roku prof. Andrzej Korczak z Politechniki Śląskiej – bardzo sceptyczny jest prof. Eugeniusz

Mokrzycki (PAN Kraków). Zdaniem prof. Mokrzyckiego budowa kilku dużych hydroelektrowni od strony prawego brzegu Wisły jest przedsięwzięciem mało realnych z powodu niskiego poziomu wód gruntowych, a ponadto poziom ten do 2030 roku ma się obniżyć jeszcze do 15 metrów. To będzie zdaniem prof. Mokrzyckiego skutkowało stopowieniem obszarów Polski wschodniej i środkowej, a po drugie, zdaniem prof. Mokrzyckiego potencjał ekonomiczny zasobów technicznych wód w Polsce jest niewielki.



Rys. 2. Krzywa symulacji prognozowania długoterminowego zapotrzebowania realnego ZR_R [mln ton/rok] na ropę naftową Polski w czasookresie 2010÷2110

Fig. 2. Simulation curve of long term forecasting of the real supply ZR_R [mln tones/year] of crude oil in Poland in period from 2010 to 2110

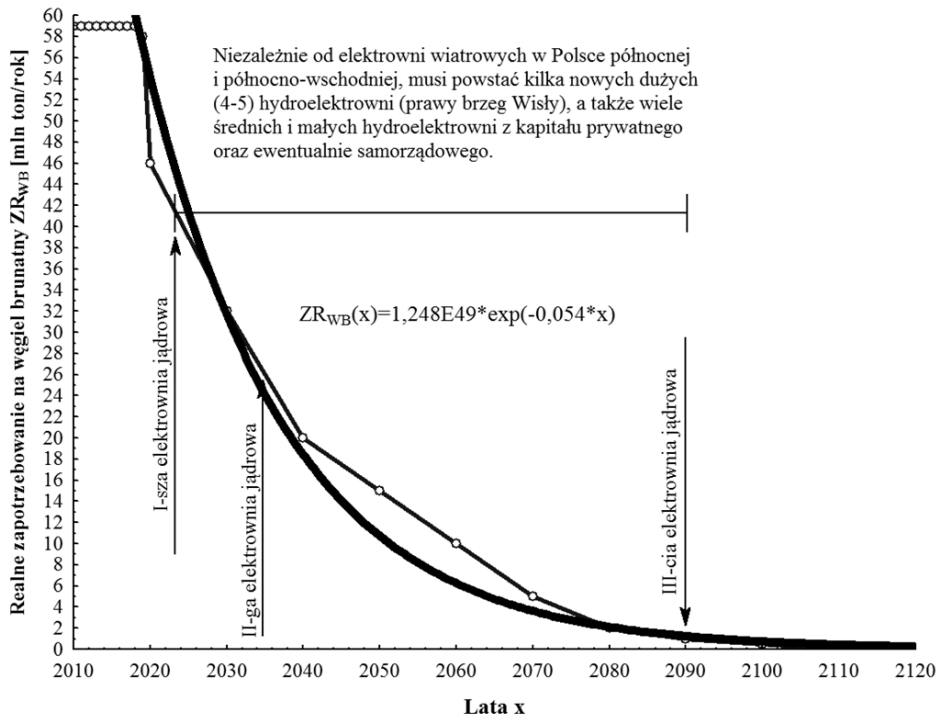


Rys. 3. Krzywa symulacji prognozowania długoterminowego zapotrzebowania realnego ZR_w [mln ton/rok] na węgiel kamienny Polski w czasookresie 2010÷2110

Fig. 3. Simulation curve of long term forecasting of the real supply ZR_w [mln tones/year] of hard coal in Poland in period from 2010 to 2110

Natomiast niewątpliwie zdaniem Autorów promujący w Polsce hydroelektrownie jako odnawialne źródła energii prof. Korczak uważa, iż prognozy prof. Mokrzyckiego mogą się sprawdzić i obawy te będą słuszne o ile nie zbuduje się koniecznych w sytuacji naszego kraju zbiorników retencyjnych, Stopowienie obszarów – zdaniem prof. Korczaka - jest procesem znanym m.in. w odniesieniu do obszarów nad Dnieprem. Jednak zdaniem prof. Andrzeja Korczaka wybudowanie odpowiedniej ilości zbiorników retencyjnych dałoby przede wszystkim możliwość osvajania coraz liczniej występujących w naszym kraju powodzi poprzez przechwytywanie nadmiaru wód roztopowych, a jednocześnie dzięki tym zbiornikom retencyjnym mielibyśmy możliwość wpływu poprzez zrzuty

na poziom wód gruntowych, a także na samą dynamikę przepływu rzeki – tu Wisły. Oczywiście, takie przedsięwzięcie to znowu konieczne nakłady inwestycyjne – ale przecież o obowiązku wybudowania wreszcie w naszym kraju zbiorników retencyjnych mówi się od początku lat 70-tych ubiegłego wieku.



Rys. 4. Krzywa symulacji prognozowania długoterminowego zapotrzebowania realnego ZR_{WB} [mln ton/rok] na węgiel brunatny Polski w czasookresie 2010÷2110

Fig. 4. Simulation curve of long term forecasting of the real supply ZR_{WB} [mln tones/year] of brown coal in Poland in period from 2010 to 2110

Trzeba równocześnie podkreślić, że zdaniem prof. Mokrzyckiego mają racje bytu małe elektrownie wodne w ramach generacji rozproszonej.

Oto mamy więc przykład ścierania się poglądów dwóch wybitnych autorytetów z dziedziny techniki, a mianowicie prof. Andrzeja Korczaka, który jest zdaniem Autorów przedstawicielem lobby hydro-

technicznego z jednej strony, oraz prof. Eugeniusza Mokrzyckiego, który zdaniem Autorów niniejszej publikacji jest przedstawicielem lobby górniczego; w powyższym spostrzeżeniu nie ma w żadnym przypadku odniesienia krytycznego i stanowiska obydwu profesorów są oczywiście zrozumiałe, a ich uwagi merytoryczne słuszne – gdyż na końcu zawsze chodzi o pieniądze – tu o środki inwestycyjne, albo w hydrotechnikę (elektrownie wodne), albo w górnictwo węglowe (nowe kopalnie, nowe pokłady oraz elektrociepłownie na kotły z paleniskami węglowymi).

To jest właśnie nieuchronność, która czeka zarówno społeczeństwo naszego kraju, podobnie jak i innych państw świata.

Zatem, trzecim filarem bezpieczeństwa energetycznego kraju jest – niezbędne uruchomienie stopniowe, ale konsekwentne środków finansowych na badania i wdrożenia optymalnych technologii, wykorzystania energii wiatru (szczególnie Polska Północna), budowa jak największej liczby małych, średnich i dużych elektrowni wodnych, czyli hydroelektrowni, przekazanie środków finansowych na badania i wdrożenie technologii pozyskiwania wodoru z wody i magazynowania tego wodoru jako paliwa przyszłości do samochodów, samolotów oraz innych środków transportu, a wreszcie konieczna budowa elektrowni jądrowych w latach 2023,2037,2090 (daty uruchomienia).

Aby tak się stało Rząd Polski musi założyć, że pierwsza elektrownia jądrowa powstanie w Polsce między rokiem 2020 a rokiem 2025, a ściślej ujmując do roku 2023, a więc do czasu, kiedy skończy się pierwsza część długoterminowej umowy z Rosją na dostawę corocznie 11 miliardów metrów sześciennych gazu – pierwsze ustalenia umowne z Rosją. Druga elektrownia jądrowa powinna powstać w Polsce około roku 2037 – drugie ustalenia umowne z Rosją i trzecia elektrownia jądrowa musi powstać w Polsce około 2090 roku; wówczas przecież klasyczne surowce energetyczne, będą w całości lub prawie w całości szcerpane.

Jeżeli więc moc zainstalowana elektrowni w Polsce, według Z. Grudzińskiego (PAN, Kraków) wynosiła:

- dla elektrowni na węgiel kamienny 20 701 MW,
- dla elektrowni na węgiel brunatny 9 210 MW,

a przecież węgla będzie na rynku ubywało stopniowo z każdym rokiem (z analizy przeprowadzonej w niniejszej pracy wynika, że jednak górnictwo nie będzie dofinansowane w stopniu wystarczającym) to potrzebna moc elektrowni jądrowych, które mogłyby zastąpić na dzisiaj w całości

moc elektrowni na węgiel kamienny i na węgiel brunatny, jest rzędu około 30 000 MW [29].

Zatem, biorąc powyższą analizę pod uwagę, moc energetyki jądrowej, wybudowanej w Polsce pomiędzy rokiem 2020, a rokiem 2025 (np. w roku 2023) powinna być rzędu, około 15 000 MW, oczywiście uwzględniając, iż w tych latach, zarówno węgiel kamienny jak i węgiel brunatny będzie w Polsce dalej eksploatowany, aczkolwiek wydobycie będzie się stale zmniejszało i w latach 2020 do 2025, zmniejszy się ono o około 40 do 50% wobec obecnego wydobycia węgla energetycznego (71,6 milionów ton w roku 2008 w tym około 12 milionów ton w roku 2008 – węgla koksowego i 59,6 milionów ton w roku 2008 – węgla brunatnego).

Otóż, prof. Mokrzycki zwraca krytyczną uwagę, iż jest to prawie szczytowe zapotrzebowanie mocy w kraju – ale Autorzy mają taką ogólną wizję, że zapotrzebowanie energii będzie duże, coraz większe, bowiem w perspektywie przyjmują jednak produkcje wodoru jako coraz bardziej potrzebną paliwa do samochodów w miejsce ubywającej i najszybciej wyczerpalnej w swych dostępnych złożach ropy naftowej.

Oczywiście, społeczeństwo polskie, jako niewątpliwie społeczeństwo nowoczesne będzie rozwijało i wdrażało nowe technologie, a więc tym samym wzrośnie ogólnie rozumiana konsumpcja, w tym także konsumpcja energii.

Zatem, trzeba paralelnie rozwijać tam, gdzie to możliwe i na ile pozwolą środki małe, średnie i duże elektrownie wodne oraz farmy wiatrowe – bo te technologie mamy na dzisiaj w miarę opanowane (na tyle, na ile pozwolą środki finansowe).

Oczywiście pewnym uzupełnieniem może być energia pozyskana z tzw. biomasy – ale tylko pewnym uzupełnieniem, zupełnie nieporównywalnym ilościowo do energii jądrowej.

Podpisanie w dniu 30 października 2008r. przez Polski Rząd, w osobie wicepremiera Waldemara Pawlaka i przedstawicieli Przedsiębiorstwa PGNiG długoterminowej umowy na dostawę stałą do 2023 roku dostawy gazu ziemnego w ilości 11 miliardów metrów sześciennych na rok, a potem przedłużenie do 2037 roku – świadczy o tym, że Rząd Polski nie będzie w jakiś zasadniczy sposób finansował górnictwa węglowego, a zakłady energetyczne oraz elektrownie będą stopniowo, do czasu uruchomienia elektrowni jądrowej przechodzić na paliwo gazowe. Świadczy o tym prognoza zapotrzebowania na gaz ziemny, przedstawio-

na w punkcie 3 niniejszej pracy (wg Ministerstwa Gospodarki o zwiększeniu zapotrzebowania Polski na gaz ziemny od 14,9 miliarda metrów sześciennych w roku 2010 do aż 20,0 miliarda metrów sześciennych w roku 2023). To właśnie jest dowodem, że najprawdopodobniej Rząd Polski ocenił, iż dalsze inwestowanie w górnictwo węglowe na przygotowanie do eksploatacji pokładów na poniżej 1000 metrów, jest zbyt drogie, niebezpieczne dla górników, a także spalanie węgla potęguje efekt cieplarniany (emisja dwutlenku węgla do atmosfery), a więc tworzy ogromne kłopoty w uzyskaniu stosownych limitów emisji dwutlenku węgla do atmosfery, która już od roku 2013, będzie ograniczona o około 20% niż obecnie, a to jest dla polskiej energetyki i hutnictwa bardzo dużo [34, 43, 47, 58, 60, 65, 108].

Tymczasem należy przypomnieć, że przedstawione w roku 2009 oficjalnie stanowiska Komitetu Geodezji PAN oraz Komitetu Geologii PAN kwestionują wpływ emisji dwutlenku węgla CO₂ na efekt cieplarniany.

Otóż, Komitet Geodezji PAN twierdzi, iż przyczyny zmian klimatycznych na Ziemi leżą w kosmosie, czyli w ruchach ciał niebieskich, co ma wpływ na ruchy Słońca i zmiany natężenia jego promieniowania, a to w konsekwencji daje zmiany klimatyczne na Ziemi.

Natomiast Komitet Geologii PAN uważa, iż zmiany klimatyczne są efektem tektoniki ziemskiej, a więc np. wybuchów wulkanicznych, w tym wielu podwodnych, zmian powierzchni kontynentów i w konsekwencji ruchów wód oceanicznych ze strefy tropikalnej do stref biegunowych, stapaniu lodowców i parowaniu wody – właśnie para, a nie dwutlenek węgla ich zdaniem ma główny wpływ na zmiany klimatyczne.

Jednocześnie wielkie mocarstwo, jakim są Chiny, nie zamierzają ograniczyć emisji CO₂ – stąd inicjatywa państw UE staje się dyskusyjna, bo przecież ma ona sens tylko wtedy, gdy wszystkie kraje świata zaakceptują redukcję emisji dwutlenku węgla.

Nie mniej jednak w Polsce prowadzone są badania nad rozwiązaniem problemu nadmiernej emisji dwutlenku węgla do atmosfery przez Zespół prof. Mokrzyckiego z Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN Kraków m.in. poprzez mineralną karbonatyzację oraz składowanie dwutlenku węgla z zawiesinami popiołowo-wodnymi pod ziemią [253, 254, 255, 256, 257, 258, 259, 260].

Oczywiście, ubytek energii potrzebnej Polsce w wyniku obniżenia się możliwości realnego zaopatrzenia w pierwotne nośniki energii

musi być „wyrównany”, głównie dzięki budowie elektrowni jądrowych, a także wykorzystanie generacji rozproszonej.

Przykładowo moc zainstalowana elektrowni w Polsce na koniec 2007 roku wynosiła łącznie 35 847 MW wg opracowania Z. Grudzińskiego z Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN Kraków, przy czym, jak podaje autor (www.min-pan.krakow.pl/zaklady/zrynek/cf_web.htm), w tym:

- węgiel kamienny 20 701 MW,
- węgiel brunatny 9 216 MW,
- elektrownie wodne zawodowe 2 184 MW,
- inne źródła odnawialne 424 MW.

Z powyższego łatwo więc zauważyć, że wobec całości mocy zainstalowanej naszych elektrowni niewiele ponad 1% (około 1,185%) stanowi moc pochodząca ze źródeł odnawialnych (farmy wiatrowe, biomasa).

Zatem trudno mówić o tym, iż strategiczne bezpieczeństwo kraju można oprzeć na odnawialnych źródłach energii, a w szczególności wykorzystując biomasę jako substytut paliwa klasycznego; dlatego też nie powinno się planować w perspektywie kolejnych lat w Polsce, iż optymistycznie moc zainstalowana ze źródeł odnawialnych przekroczy 5% udziału całości mocy zainstalowanej w elektrowniach – a to jest przecież odniesienie strategiczne. Wydaje się, iż realnie w praktyce moc zainstalowana ze źródeł odnawialnych może oscylować w granicach 3,5 do 4,5%.

Zwrócimy niezależnie od powyższego uwagę, iż bezpieczeństwo energetyczne kraju, to nie tylko moc zainstalowana elektrowni, ale także ujmując ogólnie moc cieplna, czyli zapotrzebowanie węgla kamiennego i brunatnego do ogrzewania mieszkań i domów szczególnie w gospodarstwach wiejskich, zapotrzebowanie gazu na potrzeby komunalne i przemysłowe i wreszcie zapotrzebowanie ropy oraz benzyny do szeroko rozumianego transportu.

Oczywiście to zapotrzebowanie cieplne można by ekwiwalentnie przeliczyć na moc zainstalowaną pewnej hipotetycznej elektrowni, która na takim paliwie użytym w kraju do bezpośredniego ogrzewania mieszkań oraz szeroko rozumianego transportu pracowała – wymagałoby to jednak oddzielnej pracy zespołu inżynierów i techników.

Nie mniej jednak w oparciu o studium dostępnej literatury, dokumentów, informacji internetowych, a także rozmów i konsultacji ze

specjalistami branży energetycznej, można w tym miejscu zaprognozować, iż taka sumaryczna moc zainstalowana w elektrowniach istniejących w Polsce plus moc przeliczona wynikająca z potrzeb energetycznych kraju na moc elektryczną (ogrzewanie, gotowanie na kuchenkach gazowych, kąpiel w ciepłej wodzie ogrzewanej junkersami, zużycie gazu w przemyśle, transport itp.) to rząd około 80 tys. MW – oczywiście wartość ta obarczona jest określonym błędem takiego szacunku.

Dlatego też w przyszłości należy spróbować podjąć się takiego zadania przeliczenia potrzebnej Polsce energii cieplnej jw. na energię elektryczną m.in. po to aby sprawdzić dokładność przedstawionego jw. oszacowania. Wymaga to oczywiście ogromnego, dodatkowego nakładu pracy.

Podpisanie zatem umowy z Rosją na dostawę gazu ziemnego w ilości około 11 miliardów metrów sześciennych na każdy kolejny rok, aż do 2023 roku z przedłużeniem potem do roku 2037 (ewentualnym) świadczy o tym, że do 2023 roku Rząd nasz przewiduje uruchomienie pierwszej elektrowni jądrowej najpóźniej do 2037 roku; najlepiej jednak byłoby w roku 2037 uruchomić drugą elektrownię jądrową – taką opcję zaznaczono rzędnymi opisami na wykresach – rys. 1, rys. 2, rys. 3 oraz rys. 4.

Krzywe symulacji prognozowanej przedstawione na wykresach rys. 1, 2, 3 oraz 4 aproksymowano dobraną funkcją wykładniczą ustalając analityczno-empiryczne równania prognozy, czyli pewnej wizji Autorów publikacji o zapotrzebowaniu energii z poszczególnych surowców energetycznych.

Równanie analityczno-empiryczne, które można wykorzystać do przewidywania w przybliżeniu długoterminowego zapotrzebowania realnego na gaz ziemny w Polsce w czasookresie od 2010 do 2110 roku ma postać:

$$ZR_G(x) = -1,13E + 21716 \cdot x - 15,6 \cdot x^2 + 0,005 \cdot x^3 - 5,97E-7 \cdot x^4$$

gdzie:

ZR_G – realne zapotrzebowanie na gaz (mld³/rok),

E – oznaczenie wykładnika potęgowego poprzedzającego liczbę potęg (tu oznacza do potęgi 7 – do której należy podnieść stała równania wynoszącą 1,13),

x – lata (liczba danego roku).

Równanie analityczno-empiryczne, które można wykorzystać do przewidywania w przybliżeniu długoterminowego zaopatrzenia realnego na ropę naftową w Polsce w czasookresie od 2010 do 2110 roku ma postać:

$$\text{dla } 2010 < x < 2050 : \\ ZR_R(x) = 76,299 - 0,031 \cdot x$$

$$\text{dla } 2050 < x < 2110 : \\ ZR_R(x) = 5,56E46 \cdot \exp(-0,0513 \cdot x)$$

gdzie:

ZR_R – realne zapotrzebowanie na ropę naftową (mln ton/rok),
exp – funkcja odwrotna do logarytmu naturalnego.

Zwraca się uwagę, że w tym przypadku przebieg wykresu na rys. 2. aproksymowano oddzielnie od roku 2010 do roku 2050, a potem oddzielenie aproksymowano od roku 2050 do roku 2110.

Równanie analityczno-empiryczne, które można wykorzystać do przewidywania w przybliżeniu długoterminowego zaopatrzenia realnego na węgiel kamienny w Polsce w czasookresie od 2010 do 2110 roku ma postać:

$$ZR_W(x) = -1,53E7 + 30018 \cdot x - 22,09 \cdot x^2 + 0,0072 \cdot x^3 - 8,85E-7 \cdot x^4$$

gdzie:

ZR_W – realne zapotrzebowanie na węgiel kamienny w mln ton/rok.

Równanie analityczno-empiryczne, które można wykorzystać do przewidywania w przybliżeniu długoterminowego zaopatrzenia realnego na węgiel brunatny w Polsce w czasookresie od 2010 do 2110 roku ma postać:

$$ZR_{WB}(x) = 1,248E49 \cdot \exp(-0,054 \cdot x)$$

gdzie:

ZR_{WB} – realne zapotrzebowanie na węgiel brunatny (mln ton/rok).

Powyższy zestaw równań stanowi więc pewien autorski model matematyczny określonej wizji – przepowiedni, a więc także pewnej prognozy zapotrzebowania energii z poszczególnych nośników, które są nośnikami wyczerpywanymi (gaz ziemny, ropa naftowa, węgiel kamienny oraz węgiel brunatny). Tego typu wizje – prognozy, jak i ogólnie wszystkie prognozy mają to do siebie, że się sprawdzają lub też nie sprawdzają.

Niniejsza opracowana przez Autorów w oparciu o studium wielu dokumentów, wielu publikacji, a także wielu rozmów bezpośrednich m.in. głównie z prof. Wiesławem Blaschke (PAN Kraków, Politechnika Śląska), prof. Tadeuszem Bohdałem (Politechnika Koszalińska), prof. Andrzejem Korczakiem (Politechnika Śląska), prof. Józefem Malejem (Politechnika Koszalińska), prof. Eugeniuszem Mokrzyckim (PAN Kraków, AGH Kraków), a także – chociaż w mniejszym zakresie wieloma innymi – będzie mogła być zweryfikowana przez nasze praprawniki, a więc po roku 2110.

Oczywiście, w powyższym prognozowaniu – wizji nie ujęto wszystkich ewentualnych możliwości wykorzystania źródeł energii z różnych przyczyn, tj. dlatego, iż w opinii Autorów są one raczej marginalne lub też nie koniecznie stabilne i pewne.

Przykładowo prof. Eugeniusz Mokrzycki zwraca uwagę m.in. na:

- wykorzystanie promieniowania słonecznego w odniesieniu do elektrowni tzw. heliostatycznych naziemnych jak i również elektrowni w kosmosie
- wykorzystanie zasobu wód geotermalnych o niskiej entalpii oraz ciepła tzw. suchych skał, itd., itd.

Oczywiście, zdaniem Autorów w następnych stu latach nie można wykluczyć powstania nowych fantastycznych rozwiązań technicznych, które pozwolą nam na uzyskanie energii ze źródeł i w sposób, który dzisiaj sobie po prostu nie wyobrażamy.

Nie mniej jednak omówienie wszystkich aspektów chociaż w niniejszym dużym objętościowo artykule tak obszernego zagadnienia nie jest możliwe. Informuje się więc zainteresowanego czytelnika, iż Autorzy niniejszej publikacji pracują dalej nad problemem bezpieczeństwa energetycznego naszego kraju i możliwym jest, że w granicach roku ukaże się w tej samej problematyce bardziej obszerna publikacja zwarta

książkowa w której szerzej przedstawi się różne poglądy na kwestie bezpieczeństwa energetycznego naszego kraju.

4. Wnioski

Z przeprowadzonej analizy literaturowej, studium wielu dokumentacji, bezpośrednich rozmów z profesorami stanowiącymi autorytety w problematyce tej publikacji, a także korzystając z informacji internetowych, przedstawiono poniżej własne wnioski końcowe, stanowiące warunki strategicznego bezpieczeństwa energetycznego naszego kraju na dzisiaj oraz na najbliższe 100 lat.

1. Niemożliwym jest w obecnym czasie zagwarantowanie bezpieczeństwa energetycznego Polski jako bezpieczeństwa samodzielnego, zależnego wyłącznie od posiadanych surowców energetycznych tzw. klasycznych (gaz, ropa, węgiel) wspomaganego energią ze źródeł niekonwencjonalnych jak energia wiatru, energia wody, energia słońca oraz energia z biomasy.
2. Bezpieczeństwo energetyczne Polska musi oprzeć o wspólnotę Państw Europejskich skupionych w Unii Europejskiej jako przyszłego, dużego wspólnego państwa europejskiego różnych narodów w rodzaju Stanów Zjednoczonej Europy, w którym to państwie dzisiejsze kraje będą po prostu stanami.
3. Bezpieczeństwo energetyczne Polski już dzisiaj pozostaje w znaczącej korelacji z krajami Unii Europejskiej, gdyż tylko z Unią Europejską jako federacją krajów Europy liczą się wielkie światowe mocarstwa, jak Stany Zjednoczone Ameryki, Rosja, Chiny, Indie, Australia oraz blok Krajów Arabskich.
4. Należy przyjąć, iż szczypanie się polskich złóż gazu, ropy i węgla będzie w przybliżeniu proporcjonalne do szczypania się tych surowców w skali świata, chociaż oczywiście nigdy nie można wykluczyć, że uda się jeszcze odkryć nowe złoża zasadne ekonomicznie do ich eksploatacji.

5. Polska jako kraj Unii Europejskiej musi do roku 2023 wybudować pierwszą elektrownie jądrową, która odciąży obniżające się moce z elektrowni węglowych jeszcze istniejących oraz gazowych, drugą elektrownie jądrową musimy zbudować najpóźniej do 2037 roku, a trzecią do 2090 roku
6. Równocześnie natychmiast należy uruchomić programy badawcze dotyczące opracowania możliwie, maksymalnie taniej (choć zawsze będzie ona droga) technologii produkcji wodoru i jego magazynowania tak aby stopniowo już od około 2025 roku zaczęły powstawać w Polsce obok stacji benzynowych stacje wodorowe dla stopniowo pojawiających się w coraz większej liczbie samochodów na wodór.
7. Począwszy od około roku 2020 już powinny powstawać pierwsze fabryki wodoru oraz magazyny na jego składowanie, przy czym fabryki te powinny przynajmniej w pierwszych latach funkcjonowania pracować późną nocą i wczesnym porankiem, gdy w sieci mamy nadmiar prądu po to aby w tym czasie wykorzystać ten prąd do przecież kosztownej produkcji wodoru (np. w procesie elektrolizy lub przy pomocy plazmy); z chwilą uruchomienia elektrowni jądrowej w 2023 roku Polska powinna dysponować nadwyżką prądu również w porze tzw. dziennej, a więc fabryki produkujące wodór powinny już pracować bez ograniczeń
8. Polska powinna dodatkowo w najbliższym dziesięcioleciu (2010÷2020) na tyle na ile pozwolą środki finansowe zbudować jeszcze co najmniej dwie hydroelektrownie na prawym brzegu Wisły, przyjmując, iż prąd z hydroelektrowni będzie zawsze stanowił w przybliżeniu w granicach około ponad 10% mocy potrzebnej naszemu krajowi. Promować należy także budowę małych i średnich hydroelektrowni ze środków lokalnych samorządów oraz prywatnych przedsiębiorców
9. Należy oczywiście promować niekonwencjonalne źródła energii takie jak energia z wiatru oraz energia ze słońca pamiętając jednak o tym, że w polskiej strefie klimatycznej nie można liczyć na pełną

ciągłość oraz stabilność dostaw z tych źródeł; może to być jedynie uzupełnienie dostaw energii elektrycznej np. z terenów wiejskich, słabiej zaludnionych, słabiej zagospodarowanych jak np. niektóre obszary przymorza lub tereny Polski Północno- Wschodniej o klimacie zbliżonym do kontynentalnego. Można prognozować, że z tych źródeł nasz kraj nie otrzyma w bilansie energetycznym więcej niż w granicach do około 3,5% (4%) potrzebnej energii

10. Wątpliwe wydaje się być planowanie w jakimkolwiek aspekcie strategicznym energii z szeroko rozumianej biomasy, aczkolwiek także na terenach wiejskich, niskozurbanizowanych, dysponujących nieużytkami można posiłkować się ale tylko doraźnie plantacją np. roślin energetycznych (wierzba energetyczna); relatywnie niska wartość opałowa takich roślin oraz ogromne kłopoty z jej uprawą, pielęgnacją, zebraniem i ponownym zasianiem pozwalają na stwierdzenie, że nie będzie to paliwo przyszłości. Wierzba energetyczna szybko rosnąc spija znaczne ilości wody, wysusza także sąsiednie tereny, obniżając plony z sąsiednich upraw. Natomiast osady ściekowe mają także niską wartość energetyczną oraz dają szczególnie szkodliwą emisję zanieczyszczeń do atmosfery oraz odór.
11. Należy dalej rozwijać jednak produkcję tzw. biopaliwa z rzepaku po to aby olej rzepakowy mógł chociaż częściowo uzupełniać na naszym rynku brak ropy, która będzie w niedalekiej przyszłości najbardziej deficytowym klasycznym surowcem energetycznym.

5. Uwaga końcowa

Dynamika zdarzeń związanych z bezpieczeństwem energetycznym Polski, Europy oraz świata jest tak duża, iż nie można wykluczyć, że niektóre dane zawarte w tej publikacji mogą nawet za kilka miesięcy okazać się nieaktualne.

Dlatego informuje się czytelnika, że niniejsze studium przeprowadzonych analiz, składające się na treść tej publikacji zostało zakończone w 2009 roku.

Literatura

1. Annual European Community greenhouse gas inventory 1990=2006 and inventory report. 2008.
2. Argus Global LNG 03-04-2005.
3. **Bałys M., Buczek B.:** *Akumulacja ciepła w monolitach węglowych dla magazynowania energii – rozważania modelowe*. Polityka Energetyczna. Tom 12, Zeszyt 1, Kraków 2009.
4. **Bąkowski K.:** *Gazyfikacja gazociągi stacje redukcyjne instalacje i urządzenia gazowe*. Wydawnictwo Naukowo-Techniczne, Warszawa 1996.
5. *Bilans zasobów kopalin i wód podziemnych w Polsce według stanu na 31.12.2007 r.* Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa 2008.
6. **Biuro Marketingu i Publikacji Relations PGNiG S.A.:** *Raport roczny 2000*. Oddział Główny Polskiego Górnictwa Naftowego i Gazownictwa S.A., Warszawa 2001.
7. **Blaschke S.A., Grudziński Z., Rżany J.:** *Szacunek nieuzyskanych wpływów ze sprzedaży węgla kamiennego energetycznego po cenach niższych od cen parytetu importowego*. Mat. XVI Konf. Zagadnienia surowców energetycznych w gospodarce krajowej. Sympozja i Konferencje nr 57. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków 2002.
8. **Blaschke U.:** *Prognoza dla górnictwa węgla kamiennego*. Konferencja Naukowo-Technicznej nt. Górnictwo wczoraj i dziś, Zarząd Główny Polskiego Stowarzyszenia Inżynierów i Techników Górnictwa, Mysłowice, 05.11.2009.
9. **Blaschke W., Gawlik L.:** *The future of the Polish coal mining industry in the view of energy forecasts*. Proceedings of the 6th International Energy Conference, Energex'96, Beijing. China, 1996.
10. **Blaschke W., Lorenz U., Grudziński Z.:** *Przeróbka mechaniczna węgla a ekologia*. Wiadomości Górnicze nr 5, 1995.
11. **Blaschke W., Mokrzycki E., Blaschke S.A., Grudziński Z., Blaschke Z., Jaworski A.:** *System cen ekonomicznych stymulatorem poprawy jakości węgla energetycznego*. Problemy Projektowe Przemysłu i Budownictwa, nr 4, 1992.
12. **Blaschke W., Mokrzycki E., Blaschke S.A., Grudziński Z., Karcz A., Blaschke Z., Jaworski A.:** *System cen na węgiel kamienny*. Przegląd Górniczy, nr 2, 1991.
13. **Blaschke W., Mokrzycki E., Blaschke S.A., Grudziński Z., Lorenz U.:** *Clean coal technology in Poland – problem of pre-combustion coal beneficiation*. Proceedings of 5th International Energy Conference – Energex'93. Volume IV. Wyd. Korea Institute of Energy Research, Seoul, Korea 1993.

14. **Blaschke W., Nycz R.:** *Clean coal preparation barriers in Poland*. Proceedings International Workshop on Clean Coal Use – a Reliable Option for Sustainable energy. Vol. 1. Wyd. GIG. Szczyrk 2001.
15. **Blaschke W., Nycz R.:** *Clean coal preparation barriers in Poland*. Proceedings 9th International Energy Conference – Energex 2002. Applied Energy. Vol. 74. No 3÷4. Elsevier Science Ltd. 2003.
16. **Blaschke W., Nycz R.:** *Problemy produkcji czystych energetycznych węgla kamiennych*. Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej Nr 21, Seria: Inżynieria Środowiska. Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 2003.
17. **Blaschke W.:** *Krytycznie o planach dotyczących przyszłości polskiego górnictwa przesłanych do Komisji UE*. Więści (dodatek do Przeglądu Górniczego) SITG, 2005.
18. **Blaschke W.:** *Problemy produkcji czystych węgla jako źródło wytwarzania czystej energii*. Mat. Międzynarodowej Konferencji “Przyszłość węgla w gospodarce świata i Polski”. PK ŚRE – GIPH, Katowice 2004.
19. **Blaschke W.:** *Rola węgla w polityce energetycznej państwa*. Mat. Konf. Reforma polskiego górnictwa węgla kamiennego. Pol. Śl., PAN; PARG. Szczyrk 2001.
20. **Blaschke W.:** *Rozwiązanie problemu poziomu cen węgla warunkiem harmonijnego rozwoju kompleksu paliwowo-energetycznego*. Studia, Rozprawy, Monografie nr 91. Wyd. IGSMiE PAN. Kraków 2001.
21. **Blaschke Z., Blaschke W.:** *Ocena celowości wzbogacania węgla na potrzeby energetyki w samodzielnych zakładach przerobczych*. Studia, Rozprawy, Monografie nr 116. Wydawnictwo IGSMiE PAN, Kraków 2003.
22. **Blaschke Z.:** *Wzbogacanie węgla kamiennego w Polsce*. Inżynieria Mineralna, Z. 1(3), 2001.
23. **Bławat F.:** *Analiza Ekonomiczna*. Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Gdańsk 2001.
24. **BP:** *Energy in focus*. London 2004.
25. **BP:** *Statistical Review of World Energy*. 2006.
26. **Brendow K.:** *Global and regional coal demand perspectives to 2030 and beyond*. Mat. Konf. Przyszłość węgla w gospodarce świata i Polski. PK ŚRE, GIPH, Katowice 2004.
27. **Carpenter A.:** *Switching to cheaper coals for power generation*. CCC/01. IEA Coal Research, London, 87, 1998.
28. **Chmal T.:** *Budowa terminalu LNG jako inwestycja typu „Project finance”*. Doświadczenia. Materiały konferencyjne pt. Gazociąg czy terminal LNG, dywersyfikacja źródeł dostaw gazu do Polski. Organizator „adventure consulting”, Warszawa 19 stycznia 2006.

29. **Chwaszczewski S.:** *Technologie energetyki jądrowej w XXI wieku*. Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 2/2, Kraków 2009.
30. **Cichocki J.:** *Geopolityczne uwarunkowania dywersyfikacji dostaw gazu ziemnego do Polski*. Materiały konferencyjne pt. Gazociąg czy terminal LNG, dywersyfikacja źródeł dostaw gazu do Polski. Organizator „adventure consulting”, Warszawa 19 stycznia 2006.
31. *Coal information 2008 (with 2007 data)*. IEA Statistics, International Energy Agency. OECD, 2008.
32. **Copley Ch.:** *Coal demand and trade – Growth and structural change in a competitive world market*. Mat. Konf. Przyszłość węgla w gospodarce świata i Polski. PK ŚRE, GIPH, Katowice 2004.
33. **Czopek K., Sierpień M.:** *Analiza wariantowa opłacalności zagospodarowania nowego złoża węgla brunatnego*. Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 2/2, Kraków 2009.
34. *Decyzja Komisji dotycząca krajowego planu rozdziału uprawnień do emisji*. Komisja Wspólnot Europejskich. Bruksela 2007.
35. *Decyzja Komisji nr 2002/871/EC z 17.10.2002 ustanawiająca wspólne ramy przekazywania informacji potrzebnych do zastosowania Rozporządzenia Rady nr 1407/2002 o pomocy państwa dla przemysłu węglowego*. OJ.L300.
36. **Departament Obsługi Spółki:** *Raport Roczny 2002*. Centrala Spółki Polskiego Górnictwa Naftowego i Gazownictwa S.A., Warszawa 2003.
37. **Dietrich A.:** *Systemy zarządzania bezpieczeństwem, ryzykiem gazociągów - moda czy potrzeba?* Gaz Woda i Technika Sanitarna nr 1/2005, 2005.
38. **Dietrich A.:** *Możliwości zastosowania analizy ryzyka przy projektowaniu rurociągów dalekosiężnych*. IV Krajowa Konferencja Techniczna pt. Zarządzanie ryzykiem w eksploatacji rurociągów, Płock 24-25 maj 2001.
39. *Distribution, Book D-1, System Design, GEOP, Gas Engineering and Operating Practices Series*, 1990.
40. **Dobrowolski L., Brol A.:** *Dywersyfikacja dostaw i inne problemy polskiego gazownictwa*. Rynek gazu 2006. Pod redakcją Kapronia H. Kazimierz Dolny 21-22 czerwca 2006. Wydawnictwo KAPRIT, Lublin, 35-47, 2006.
41. **Dolęga W.:** *Rola Ministra Gospodarki i Ministra Skarbu w świetle obowiązujących regulacji prawnych w aspekcie bezpieczeństwa energetycznego kraju*. Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 2/2, Kraków 2009.
42. **Dolęga W.:** *Analiza i ocena możliwości i skuteczności dotychczasowych regulacji prawnych w aspekcie bezpieczeństwa energetycznego kraju w odniesieniu do Prezesa Urzędu Regulacji Energetyki*. Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 2/2, Kraków 2009.
43. **Drobek L., Bukowski M., Borecki T.:** *Chemical aspects of CO₂ sequestration in deep geological structures*. Gospodarka Surowcami Mineralnymi, t. 24, z. 3/1, 439-452, 2008.

44. **Dubiński J.**: *Górnictwo węglowe w warunkach zrównoważonego rozwoju gospodarki energetycznej*. Górnictwo i Geologia, t. 3, z. 4, 19-34.
45. **Duda M., Mikołajuk H., Okrasa S.**: *Prognoza bilansu energetycznego Polski do 2030r.* Materiały XXIII Konferencji z cyklu Zagadnienia surowców energetycznych i energii w gospodarce krajowej. Dylematy polskiej polityki energetycznej, Zakopane 2009.
46. *Energetyka – Świat i Polska. Rozwój w okresie 1971÷2000, perspektywy do roku 2030.* Raport Polskiego Komitetu Światowej Rady Energii. Warszawa, kwiecień 2004.
47. **Energy Information Administration**: *The Global Liquefied Gas Market, Status and Outlook*. December 2003.
48. *Europejska polityka energetyczna*. Komisja Wspólnot Europejskich. KOM (2007)1, Bruksela 2007.
49. **Fedorowicz R., Kołodziński E., Solarz L.**: *Bezpieczeństwo użytkowania sieci przesyłowych gazu w warunkach zagrożeń terrorystycznych*. Problemy Eksploatacji PAN – Wydawnictwo Instytutu Eksploatacji. 1/2004 [52], 1232-9312, Radom 2004.
50. **Fedorowicz R., Kołodziński E., Solarz L.**: *Komputerowe modelowanie przesyłania gazu*. Oficyna Wydawnicza Cyber, Warszawa 2002.
51. **Gajda A., Barc W., Jaworski W.**: *O kierunkach wydobywania paliw stałych w kontekście zaostrożenia wymagań ekologicznych dla energetyki zawodowej*. Polityka Energetyczna, Tom 4, nr 2. Wydawnictwo IGSMiE PAN, Kraków 2001.
52. **Gajda A., Barc W., Jaworski W.**: *Polska energetyka – konsekwencje negocjacji z UE dotyczących Dyrektywy 2001/80/EC*. Polskie Sieci Elektroenergetyczne – Biuletyn Miesięczny nr 4(142), 2003.
53. **Gajda A., Melka K.**: *Krajowy sektor energetyczny – ocena wpływu nowych mocy na ograniczenie emisji zanieczyszczeń do powietrza w latach 2008–2020*. Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 1, Kraków 2009.
54. **Gajda A., Melka K.**: *Możliwości i zagrożenia w dostosowaniu sektora energetycznego do przyjętych przez Polskę zobowiązań i wymogów ekologicznych Unii Europejskiej*. Polityka Energetyczna, Tom 11, Zeszyt 1, 43-62, 2008.
55. **Galos K., Uliasz-Bocheńczyk A.**: *Źródła i użytkowanie popiołów lotnych ze spalania węgla w Polsce*. Gospodarka Surowcami Mineralnymi, t. 21, z. 1, 23-42, 2005.
56. **Gawłowska R.**: *Bezpieczeństwo energetyczne kraju*. Praca dyplomowa magisterska. BWSH, Koszalin, grudzień 2009.
57. **Gawlik L., Grudziński Z.**: *Projection of coal price in international turnover in comparison to other primary energy sources*. Mat. Konf. Przyszłość węgla w gospodarce świata i Polski. PK SRE, GIPH, Katowice 2004.

58. **Gąsiorowska E., Piekacz J., Surma T.:** *Polityka energetyczna Unii Europejskiej wobec zmian klimatu*. Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 1, 2009.
59. **Gnatowska R.:** *Formalno-prawne aspekty rozwoju odnawialnych źródeł energii*. Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 2/2, Kraków 2009.
60. **Golomb D., Herzog H., Tester J., White D., Zemba S.:** *Feasibility modeling and economics of sequestering power plant CO₂ emissions in deep ocean*. Massachusetts Institute of Technology, Energy Laboratory, MiT-EL 89-003, 1989.
61. **Gołębiowska M.:** *Krotka historia LNG w Polsce*. Materiały konferencyjne pt. Gazociąg czy terminal LNG, dywersyfikacja źródeł dostaw ropy i gazu do Polski. Organizator „adventure consulting”, Warszawa 19 stycznia 2006.
62. **Göttlicher G., Pruscek R.:** *Comparison of CO₂ removal systems for fossil-fuelled power plant processes*. Energy Conversion and Management, vol. 38, S73-S78, 1997.
63. **Górecki W., Rychlicki S., Zięba A.:** *Paliwa przyjazne dla środowiska naturalnego – gaz ziemny*. Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna Współczesne Problemy Gazownictwa, Koszalin-Kołobrzeg czerwiec 1996, 47-59, 1996.
64. **Griffiths Ch.:** *The global image of coal*. Mat. Konf. Przyszłość węgla w gospodarce świata i Polski. PK ŚRE, GIPH, Katowice 2004.
65. **Gumula S., Piaskowska M.:** *Emisja dwutlenku węgla a zagrożenie efektem cieplarnianym*. Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 2/2, Kraków 2009.
66. **Gunter B.:** *Alberta Research Council (ARC) Enhanced Coalbed Methane (ECBM) Recovery Project in Alberta, Canada*. Presentation from the First International Forum Geologic Sequestration of CO₂ in Deep Unmineable Coalseams (Coal-SeqI), Huston, 2002.
67. **Hauser W.:** GWF-Gas/Erdgas. nr 1/1990, 152-159, 1990.
68. **Herzog H.:** *The economics of CO₂ separation and capture*. Technology, 7, suppl. 1, 13-23, 2000.
69. **Holloway S.:** *An overview of the Joule II project “The underground disposal of carbon dioxide”*. Energy Conservation and Management, 37, 1-2, 1149-1154, 1996.
70. **Hycnar J.:** *Pozycja węgla w bilansach paliwowo-energetycznych*. Materiały XXIII Konferencji z cyklu Zagadnienia surowców energetycznych i energii w gospodarce krajowej. Dylematy polskiej polityki energetycznej, Zakopane 2009.
71. *Coal Information 2007*. IEA 2007.
72. *IPCC Special Report on Carbon Dioxide Capture and Storage, Part 3. Capture*. Coordinating Lead Author: Kelly Thambimuthu, Mohammad Soltanieh, Juan Carlos Abanades, 2005.

73. *IPCC Special Report on Carbon Dioxide Capture and Storage, Part 5. Underground geological storage.* Coordinating Lead Author: Sally Benson, Peter Cook, 2005.
74. **Jasieńko S. i in.:** *Chemia i fizyka węgla.* Oficyna Wydawnictwa Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 1995.
75. **Klimek P.:** *Analiza zatłaczania gazu składowiskowego do sieci dystrybucji gazu ziemnego.* Gospodarka Odpadami Komunalnymi, Tom IV, Rok 2008.
76. **Jaworski W., Maciejewska J.:** *Przyszłość energetyczna Polski – ale z jakich paliw.* Materiały XXII Konferencji Przyszłość energetyczna Polski a dostępność paliw i energii. Ustroń, 2008. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków, 41-53, 2008.
77. **Kaliski M., Jedynak Z.:** *Wpływ zmian zachodzących w Polsce na wielkość zgłaszanych potrzeb na ropę naftową.* Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 1, Kraków 2009.
78. **Kaliski M., Szurlej A.:** *Zapotrzebowanie na gaz ziemny w Polsce i możliwości jego zaspokojenia.* Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 2/2, Kraków 2009.
79. **Karcz A., Burmistrz P., Strugała A.:** *Oszacowanie emisji CO₂ związanej z wydobyciem, wzbogacaniem i transportem węgla – potencjalnych surowców dla procesów wytwarzania wodoru.* Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 1, Kraków 2009.
80. **Karcz A., Chmielniak T., Ściażko M., Strugała A.:** *Porównanie emisji CO₂ związanej z wytwarzaniem wodoru na drodze zgazowania i pirolizy węgla.* Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 2/2, Kraków 2009.
81. **Kasztelan Z., Koziol K., Koziol W., Plich J.:** *Węgiel brunatny – perspektywy rozwoju.* V Międzynarodowy Kongres Górnictwa Węgla Brunatnego, Bełchatów 2007.
82. **Kasztelan Z., Koziol K.:** *Możliwości wydobywcze branży węgla brunatnego w Polsce po 2025 roku.* Polityka Energetyczna, Tom 10, Zeszyt specjalny Nr 2, 2007.
83. **Kaszelewicz Z., Ptak M.:** *Wybrane problemy zabezpieczania złóż węgla brunatnego w Polsce dla odkrywkowej działalności górniczej.* Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 2/2, Kraków 2009.
84. **Kaszelewicz Z.:** *Branża węgla brunatnego w Polsce.* Nowa Energia nr 1, 1-10, 2008.
85. **Korc A.:** *Gaz koksowniczy jako surowiec do produkcji wodoru.* Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 1, Kraków 2009.
86. **Kowalczyk Z., Gunawikama K.:** *Wykrywanie przecieków w rurociągach przemysłowych metodą korelacyjno-modelową.* PAK. nr 4, 140-146, 1998.

87. **Kowalczyk Z., Gunawikrama K.:** *Wykrywanie przecieków w transporcie gazów i płynów.* Krajowa Konferencja Naukowo-Techniczna pt. Diagnostyka Procesów Przemysłowych. Podkowa Leśna 10-12 czerwiec 1996, 147-155, 1996.
88. **Krajowa Dyspozycja Gazu Dział Programów Ruchu:** *Analiza pracy Systemów Gazowniczych w 2000 roku.* Polskie Górnictwo Naftowe i Gazownictwo S.A. Pion Przesyłu i PMG, Warszawa 2001.
89. **Krajowa Dyspozycja Gazu Dział Programów Ruchu:** *Analiza pracy Systemów Gazowniczych w 2001 roku.* Polskie Górnictwo Naftowe i Gazownictwo S.A. Pion Przesyłu i PMG, Warszawa 2002.
90. *Krajowy Plan Rozdziału Uprawnień (KPRU II) do emisji CO₂ na lata 2008–2012.* Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2007.
91. **Krzak J.:** *Europejski rynek gazu ziemnego.* „Infos” Wydawnictwo Sejmowe dla Biura Analiz Sejmowych (BAS), nr. 4, 1-4, 2006.
92. **Krzystolik P., Skiba J.:** *Gospodarcze wykorzystanie metanu z pokładów węgla w warunkach polskich.*
93. **Korczak A., Rduch J.:** *Energetyka wodna w Polsce; Stan aktualny i perspektywy rozwoju.* Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, Vol. 60, Tom 3, Rok 2009.
94. **Kulczyk T., Jakubowicz K.:** *Poszukiwania i eksploatacja złóż w rejonie Pomorza oraz magazynowanie w złożach wyeksploatowanych.* Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna Współczesne Problemy Gazownictwa, Koszalin-Kołobrzeg czerwiec 1996, 79-88, 1996.
95. **Kwiatkiewicz P.:** *Turecja a kwestia importu kaspijskiej ropy i gazu do Europy. Wieloaspektowy zarys problemu.* Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 2/2, Kraków 2009.
96. **Laudyn D., Pawlik M., Strzelczyk F.:** *Elektrownie.* WNT Warszawa, Wyd. III, 632, 1997.
97. **Lewandowski A.:** *Krótkoterminowe prognozowanie procesu poboru gazu.* Gaz Woda i Technika Sanitarna nr 4/1985, 96-98, 1985.
98. **Lorenz U., Grudziński Z.:** *Emission changes in power industry – The decade of transition in Poland.* Energex 2000, Proceedings of the 8th International Energy Forum Las Vegas, July 23÷28, 2000. Energy 2000 – The Beginning of a New Millennium. Editor Peter Catania, Balaban Publishers, Technomic Publishing Company 2000.
99. **Lorenz U.:** *Metoda oceny wartości węgla kamiennego energetycznego uwzględniająca skutki jego spalania dla środowiska przyrodniczego.* Studia Rozprawy Monografie, nr 64. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków 1999.
100. **Lorenz U.:** *Parytet importowy węgla kamiennego energetycznego.* Studia Rozprawy Monografie, nr 82. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków 2000.

101. **Lubaś J., Warchoń M., Krępulec P., Wolnowski T.:** *Greenhouse gas sequestration in aquifers saturated by natural gases.* Gospodarka Surowcami Mineralnymi, t. 24, z. 3/1, 299-308, 2008.
102. **Pawłowska M., Siepak J.:** *Intensyfikacja procesu metanogenezy na składowiskach odpadów komunalnych przez dawkowanie osadów ściekowych.* Monografia Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, Vol 32, Rok 2005.
103. **Łyp J., Popławski T., Dąsał K.:** *Prognozowanie zapotrzebowania na letnią moc szczytową krajowego systemu elektroenergetycznego.*
104. **Maciejewski Z.:** *Prognoza krajowego zapotrzebowania na energię elektryczną do 2012 r.* Polityka Energetyczna, t. 10, z. specjalny, 71-85, 2007.
105. **Mikielewicz J.:** *Domowe mikrośilownie kogeneracyjne.* Rocznik Ochrony Środowiska, Tom 11, Rok 2009.
106. **Malko J.:** *Uwarunkowania polskiej polityki energetycznej.* Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 2/2, Kraków 2009.
107. **Malko J.:** *Globalna i europejska scena energetyczna.* Polityka Energetyczna, t. 10, z. specjalny, 9-21, 2007.
108. **Marzec A.:** *O kontrowersjach wokół emisji gazów cieplarnianych i co z tego wynika dla energii odnawialnej.* Materiały XXIII Konferencji z cyklu Zagadnienia surowców energetycznych i energii w gospodarce krajowej. Dylematy polskiej polityki energetycznej, Zakopane 2009.
109. *Materiały CEDIGAZ.* www.cedigaz.com
110. *Materiały PGNiG.* www.pgnig.pl
111. *Materiały WSG Oddział Koszalin. Warsztaty doradztwa techniczno-ekonomicznego.* Koszalin 2004.
112. *Materiały WSG Oddział Koszalin. Program UNIGAZ - Instrukcja obsługi.* Koszalin 2003.
113. **Matkowski A., Budziński Z.:** *Problemy zaopatrzenia w paliwo gazowe Pomorza Środkowego i Zachodniego.* Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna Współczesne Problemy Gazownictwa, Koszalin-Kołobrzeg, 89-98, 1996.
114. **Małej J.:** *Bezpieczeństwo energetyczne świata, a ochrona atmosfery.* Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 2010.
115. **Mazurkiewicz M., Mokrzycki E., Piotrowski Z., Pomykała R., Uliasz-Bocheńczyk A.:** *Sekwestracja CO₂ i możliwości jego współlokowania w zrobach podziemnych z popiołami.* Przegląd Górniczy nr 11, 42-48, 2005.
116. **Mazurkiewicz M., Piotrowski Z., Tajduś A.:** *Lokowanie odpadów w kopalniach podziemnych. cz. I.* Wyd. CPPGSMiE PAN, Biblioteka Szkoły Eksploatacji Podziemnej nr 5, Kraków 1997.
117. **Mazurkiewicz M., Uliasz-Bocheńczyk A., Mokrzycki E., Piotrowski Z., Pomykała R.:** *Metody separacji i wychwytywania CO₂.* Polityka Energetyczna, T.8, zeszyt specjalny, 527-538, 2005.

118. **Mazurkiewicz M.:** *Technologiczne i środowiskowe aspekty stosowania stałych odpadów przemysłowych do wypełniania pustek w kopalniach podziemnych.* Zeszyty Naukowe AGH nr 152, Kraków 1990.
119. **Miller U.:** *Praktyczne aspekty spalania biomasy w kotłach rusztowych. Doświadczenia eksploatacyjne.* Rocznik Ochrony Środowiska, Tom 11, Rok 2009.
120. **Męćiewski M.:** *Uwarunkowania ekonomiczne i technologiczne inwestycji w terminal LNG w Polsce.* Materiały konferencyjne pt. Gazociąg czy terminal LNG, dywersyfikacja źródeł dostaw gazu do Polski. Organizator „adventure consulting”, Warszawa 19 stycznia 2006.
121. **Michałowski W. S., Trzop S.:** *Rurociągi dalekiego zasięgu.* Wydawnictwo Fundacji Odysseum, Warszawa 2005.
122. **Mokrzycki E., Ney R., Siemek J.:** *Światowe zasoby surowców energetycznych – wnioski dla Polski.* Rynek Energii, vol. 79, nr 6, 2008.
123. **Molenda J.:** *Gaz ziemny.* Wydawnictwo Naukowo-Techniczne, Warszawa 1996.
124. *Możliwość funkcjonowania kopalń węgla kamiennego w Polsce w świetle przepisów UE dotyczących zasad świadczenia pomocy państwa dla górnictwa w latach 2002÷2010.* Red. W. Blaschke. Studia Rozprawy Monografie, nr 123. Wyd. IGSMiE PAN. Kraków 2004.
125. **Michalski M.Ł.:** *Światowe zasady energii słonecznej i kierunki ich wykorzystania.* Czysta Energia, nr 12/2006.
126. **Nagy S., Rychlicki S., Siemek J.:** *Stan obecny i ewolucja stosunków gazowych Rosji z Unią Europejską i Polską.* Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 2/2, Kraków 2009.
127. *Natural Gas.* BP Statistical Review of World Energy. www.bp.com, dział Reports and publications, 2006.
128. **Naworyta W.:** *Wpływ uwarunkowań środowiskowych na możliwość racjonalnej gospodarki zasobami złóż węgla brunatnego w Polsce.* Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 2/2, Kraków 2009.
129. **Ney R., Blaschke W., Lorenz U., Gawlik L.:** *Hard coal as a source of clean energy in Poland.* 19th World Energy Congress. Sydney – Australia 2004.
130. **Ney R.:** *Ocena zasobów, wydobycia i zużycia węgla kamiennego i brunatnego w Polsce.* Mat. Konf. Przyszłość węgla w gospodarce świata i Polski. PK ŚRE, GIPH, Katowice 2004.
131. **Ney R.:** *The sustainable development of the Polish energy sector.* The 9th International Energy Conference ENERGEX'2002, May 19–24, 2002, Krakow, Poland. Plenary Papers, Wydawnictwo IGSMiE PAN, Kraków 2002.
132. **Ney R.:** *Wybrane problemy polityki energetycznej Polski.* Polityka Energetyczna, t. 9, z. 1, 5-32, 2006.

133. **Nieć M.:** *Występowanie rud uranu i perspektywy ich poszukiwań w Polsce.* Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 2/2, Kraków 2009.
134. **Nierada P.:** *Wygrać z rurą. LNG w Europie Zachodniej.* Materiały konferencyjne pt. Gazociąg czy terminal LNG, dywersyfikacja źródeł dostaw gazu do Polski. Organizator „adventure consulting”, Warszawa 19 stycznia 2006.
135. **Nikodem W.:** *Kryteria i procesy technologiczne czystej energii węglowej.* Materiały XXIII Konferencji z cyklu Zagadnienia surowców energetycznych i energii w gospodarce krajowej. Dylematy polskiej polityki energetycznej, Zakopane 2009.
136. **Nowicki M.:** *Uwarunkowania ekonomiczne i technologiczne włączenia Polski do europejskiego systemu przesyłu gazu. Próba porównania projektów rurociągu i terminalu na gaz LNG.* Materiały konferencyjne pt. Gazociąg czy terminal LNG, dywersyfikacja źródeł dostaw gazu do Polski. Organizator „adventure consulting”, Warszawa 19 stycznia 2006.
137. **Nycz R.:** *Aktualny stan przeróbki węgla w Polsce.* Inżynieria Mineralna, Z. 2, 2000.
138. **Obidowicz L.:** *Rozprowadzenie i użytkowanie gazu.* Arkady. Warszawa 1964.
139. *Ograniczenie globalnego ocieplenia do 2°C w perspektywie roku 2020 i dalej.* Komisja Wspólnot Europejskich. KOM(2007) 2, Bruksela 2007.
140. **Olajossy A.:** *Modele matematyczne przepływów nieustalonych w gazociągach. Część 1.* Gaz Woda i Technika Sanitarna nr 2/1985.
141. **Olajossy A.:** *Modele matematyczne przepływów nieustalonych w gazociągach. Część 2.* Gaz Woda i Technika Sanitarna nr 3/1985.
142. **Olkuski T.:** *Straty energii chemicznej w procesach energetycznego wykorzystania węgla kamiennego.* Studia Rozprawy Monografie nr 124. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków 2004.
143. **Olszowski J.:** *Effects of restructuring of the Polish hard coal industry in 1990÷2004.* Mat. Konf. Przyszłość węgla w gospodarce świata i Polski. PK ŚRE, GIPH, Katowice 2004.
144. *Opracowanie Zespołu Ekspertów powołanego 30 stycznia 2003 r. przez Ministra Gospodarki, Pracy i Polityki Społecznej związanego z realizacją postanowień porozumienia podpisanego w dniu 11 grudnia 2002 r. w sprawie restrukturyzacji górnictwa w latach 2003÷2006.* Maj 2003.
145. **Osiadacz A., Zwoliński M., Perlicka-Czaja M.:** *Badania symulacyjne miejskiej sieci gazowej.* Gaz Woda i Technika Sanitarna nr 7/1995, 32-34, 1995.
146. **Osiadacz AJ., Zelman H., Krawczyński T.:** *Pakiet do symulacji statycznej sieci gazowej o dowolnej konfiguracji, SimNetSSV v 1,1.* Gaz Woda i Technika Sanitarna nr 6/1995.

147. **Osiadacz A.J.:** *Simulation and Analysis of Gas Networks*. E&F.N.SPON, London 1987.
148. **Osowski S.:** *Sieci neuronowe do przetwarzania informacji*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2000.
149. **Osowski S.:** *Sieci neuronowe w ujęciu algorytmicznym*. WNT, Warszawa 1996.
150. **Ozga-Blaschke U.:** *Parytet importowy węgla koksowego*. Studia, Rozprawy, Monografie nr 100. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków 2001.
151. **Pawłowska M., Zdeb M.:** *Porównanie efektywności mikrobiologicznego odsiarczania biogazu w bioskruberach i biofiltrach z warstwą nawadnianą*. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk. Vol. 58, Tom 1, Rok 2009.
152. **Paskowska M.:** *Potencjał techniczny i opłacalność wykorzystania energii wiatru w Polsce*. Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 2/2, Kraków 2009.
153. **Paszcz H., Białas M.:** *Pomoc publiczna dla górnictwa węgla kamiennego – przegląd oraz zagrożenia i perspektywy po 2010*. Materiały XXIII Konferencji z cyklu Zagadnienia surowców energetycznych i energii w gospodarce krajowej. Dylematy polskiej polityki energetycznej, Zakopane 2009.
154. **Pawłowski A., Dołęga J.M., Czartoszewski J.W., Skowroński A.:** *Człowiek – technika – ekofilozofia. Ochrona środowiska społeczno-przyrodniczego w filozofii i ekologii*. Wydawnictwo Uniwersytetu Kardynała Stefana Wyszyńskiego, Warszawa 2001.
155. **Pawłowski A.:** *Rola nauk społecznych i filozofii w kształtowaniu koncepcji zrównoważonego rozwoju*. Problemy Ekorozwoju Vol. 3, No. 1, 2008.
156. **Pawłowski A.:** *Rozwój zrównoważony. Idea, filozofia, praktyka*. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, Vol. 51, 2008.
157. *Perspektywy rynku wewnętrznego energii elektrycznej i gazu*. Komisja Wspólnot Europejskich. KOM(2007)841, Bruksela 2007.
158. **Petrozolin W.:** *Projektowanie sieci wodociągowych*. Arkady, Warszawa 1974.
159. **Piecuch T.:** *Praktische anwendung der pyrolyse bei der verwertung von abfallen pyrolytische verwertungseinrichtung vom Typ WPS*. Montanuniversitat Leoben (Austria). Monographie, Programm SOCRATES-ERASMUS 2002.
160. **Piecuch T.:** *Termiczna utylizacja odpadów – wdrażać czy nie?* Monografia. Wydawca
161. **Piecuch T.:** *Termiczna utylizacja odpadów i ochrona powietrza przed szkodliwymi składnikami spalin*. Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 1998.

162. **Piecuch T.:** *The Pyrolytic Convective Waste Utiliser*. Kluwer Academic/Plenum Publisher – Environmental Science Research – Volume 58, New York, 91-5-102, 2000.
163. **Piecuch T., Dąbek L., Juraszka B.:** *Spalanie i piroliza odpadów oraz ochrona powietrza przed szkodliwymi składnikami spalin*. Podręcznik Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 2002.
164. **Piecuch T., Dąbrowski T., Hryniewicz. T., Żuchowski A.W:** *Polish Made Pyrolytic Convective Waste Utilizer of WPS Type. Structure, Principle of Operation and Evaluation Problem of Residue Management After Thermal Waste Utilization*. Journal of Solid Waste Technology and Management, Vol. 26, Nos 3&4, 168-186, 1999.
165. **Piecuch T., Dąbrowski T., Piekarski J., Dąbrowski J.:** *Energietyczeskoje ispolzowanije otchodow organiczieskoj chimii – czastj I*. Kwartalnik GAZinform, 2/2007, 74-77, Sankt-Petersburg 2007.
166. **Piecuch T., Dąbrowski T., Piekarski J., Dąbrowski J.:** *Ispolzowanie otchodow organiczieskoj chimii dla proizwodztwa piroliznogo gaza*. Inżynierskie systemy. Nauczno-techniczne Żurnał, No 3 (36), 66-71, 2008.
167. **Piecuch T., Dąbrowski T., Piekarski J., Dąbrowski J.:** *Tiechnologija proizwodztwa piroliznogo gaza*. Kwartalnik GAZinform, Sankt-Petersburg, 3/22, 45-47, 2008.
168. **Piecuch T., Piekarski., Dąbrowski T., Dąbrowski J.:** *Energietyczeskoje ispolzowanije otchodow organiczieskoj chimii - czastj II*. Kwartalnik GAZinform, Sankt-Petersburg, 3/2007, 80-81, 2007.
169. **Piecuch T.:** *Wirtschaftliche aspekte der thermalen abfallverwertung*. Montanuniversitat Leoben (Austria). Monographie, Programm SOCRATES-ERASMUS. 2002.
170. **Piecuch T.:** *Spalanie -jako metoda termicznej utylizacji odpadów – zalety i wady*. Energia odnawialna na Pomorzu Zachodnim. Wykorzystanie energii odnawialnej – szanse i zagrożenia. Fundacja Rozwoju Pomorza Zachodniego. Szczecin, 197-209, 2007.
171. **Piecuch T.:** *Termiczna neutralizacja, likwidacja i utylizacja odpadów*. Rozwój energii odnawialnej na Pomorzu Zachodnim. Fundacja Rozwoju Pomorza Zachodniego. Szczecin, 301-314, 2004.
172. **Piecuch T.:** *Zarys metod termicznej utylizacji odpadów*. Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 2006.
173. **Piontek B.:** *Teoretyczny model rozwoju zrównoważonego i trwałego*. Rocznik Ochrony Środowiska, Tom. 2, rok 2000.
174. **Piontek F., Piontek B.:** *Najlepsze dostępne techniki (BAT) i mnożnik cztery dla zapewnienia ochrony środowiska*. Rocznik Ochrony Środowiska, Tom. 4, Rok 2002.

175. **Piontek F., Piontek B.:** *Wzrost gospodarczy a zrównoważony rozwój środowisko, mierniki, efektywność, współzależność i strategie wdrożenia.* Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej Nr 15, Seria Inżynierii Środowiska, 1999.
176. **Piontek F.:** *Koncepcja mnożnika cztery wyzwaniem dla ekonomii i techniki.* Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej Nr 20. Seria Inżynierii Środowiska, 2001.
177. **Piontek F.:** *Metodyka oceny efektywności wydatkowania ekologicznych funduszy celowych.* Rocznik Ochrony Środowiska, Tom. 1, 1999.
178. **Piontek F.:** *Znaczenie narzędzi ekonomiczno-prawnych i rozwiązań organizacyjnych dla wdrożenia rozwoju zrównoważonego.* Rocznik Ochrony Środowiska Tom. 2, 2000.
179. **Piwowski A.:** *Innowacyjna technologia wyładunku metanowca bez udziału lądowego terminala importowego LNG jako sposób na przyspieszenie dywersyfikacji źródeł i kierunków dostaw gazu ziemnego dla Polski.* Konferencja LNG 4-5 kwiecień 2006, Warszawa 2006.
180. *Plan dostępu do zasobów węgla kamiennego w latach 2004÷2006 oraz plan zamknięcia kopalń w latach 2004÷2007.* Ministerstwo Gospodarki i Pracy. Wersje z 30.07.2004 i z 7.09. 2004.
181. *Plan działania na rzecz racjonalizacji zużycia energii.* Komisja Wspólnot Europejskich. KOM(2006)545, Bruksela 2006.
182. PN EN 1473 *Instalacja i armatura do ciekłego gazu ziemnego-Projektowanie instalacji nabrzeżnych.*
183. *Podziemne składowanie CO₂ w Polsce w głębokich strukturach geologicznych (ropo-, gazo- i wodonośnych).* Praca zbiorowa pod red. R. Tarkowskiego. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków, 2005.
184. *Polityka energetyczna Polski do 2025 roku.* Dokument przyjęty przez Radę Ministrów w dniu 4 stycznia 2005 roku. Ministerstwo Gospodarki i Pracy. Zespół do spraw polityki energetycznej, 2006.
185. *Inżynieria środowiska w wydobywaniu, przekształcaniu i użytkowaniu zasobów ziemi.* Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk. Vol. 10, Rok 2002.
186. *Polityka energetyczna Polski do 2030 roku.* Ministerstwo Gospodarki. Projekt – wersja 3.2 z dnia 10.09.2007.
187. *Polityka paliwowo – energetyczna.* Główny Urząd Statystyczny, 1993÷2002.
188. Polska Norma PN–C–04761: 2002 *Gaz ziemny ocena jakości.*
189. Polska Norma PN–C–04750: 2000 *Paliwa gazowe. Klasyfikacja, oznaczenia i wymagania.*
190. Polska Norma PN–C–04752: 2000 *Gaz ziemny. Jakość gazu w sieci przesyłowej.*

191. Polska Norma PN–C–04753 *Gaz ziemny. Jakość gazu dostarczanego odbiorcom z sieci rozdzielczej*
192. Polska Norma PN–M–34502: 1990 *Gazociągi i instalacje gazowe. Obliczenia wytrzymałościowe.*
193. **Polskie Górnictwo Naftowe i Gazownictwo S.A.** *Raport roczny 2004.* Wydawnictwo Polskie Górnictwo Naftowe i Gazownictwo S. A., Warszawa 2005.
194. **Polskie Górnictwo Naftowe i Gazownictwo S.A.** *Raport roczny 2006.* Wydawnictwo Polskie Górnictwo Naftowe i Gazownictwo S. A., Warszawa 2007.
195. **Ptak M., Kasztelewicz Z.:** *Procedura oceny oddziaływania na środowisko w górnictwie odkrywkowym.* Gospodarka Surowcami Mineralnymi, Tom 25, Zeszyt 3, 2009.
196. **Pope L.T., Towler B.F.:** *New Equation for Friction-Factor Approximation Developed.* Oli&Gas Journal, 4/1994, 55-58, 1994.
197. **Popławski T., Dąsał K., Lyp J.:** *Długoterminowa prognoza mocy szczytowej dla KSE.* Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 2/2, Kraków 2009.
198. *Program restrukturyzacji przemysłu koksowniczego w Polsce.* 2000.
199. **Pytel G.:** *Wykorzystanie doświadczeń spółek z udziałem Skarbu Państwa w realizacji projektu LNG. Budowa modelu dywersyfikacji i uczestnictwa w międzynarodowym rynku gazem.* Materiały konferencyjne pt. Gazociąg czy terminal LNG, dywersyfikacja źródeł dostaw gazu do Polski. Organizator „adventure consulting”, Warszawa 19 stycznia 2006.
200. **Pytel J.:** *Wykorzystanie i wystarczalność zasobów węgla kamiennego w Polsce.* VII Górnictwo Forum Dyskusyjne. Problemy krajowej gospodarki paliwowo-energetycznej. ZG SITG, 2004.
201. **Radović U.:** *Zanieczyszczenia atmosfery. Źródła oraz metodyka szacowania wielkości emisji zanieczyszczeń.* Wyd. Centrum Informatyki Energetyki, Warszawa, 162, 1997.
202. **Rak J.:** *Istota ryzyka w funkcjonowaniu systemu zaopatrzenia w wodę.* Oficyna wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów 2004.
203. **Rak J., Kucharski B.:** *Poważne awarie – przeciwdziałanie i reagowanie.* Gaz Woda i Technika Sanitarna, nr 11/2003, 398-400, 2003.
204. **Raywer A., Kaczmarek K.:** *Wykrywanie nieszczelności w systemie transportu gazu.* Gaz, Woda i Technika Sanitarna nr 1/1991, 2-5, 1991.
205. **Raywer A., Kaczmarek K.:** *Wykrywanie nieszczelności w systemie transportu gazu.* Gaz, Woda i Technika Sanitarna nr 3/1991, 67-72, 1991.
206. **Raywer A., Kaczmarek K.:** *Wykrywanie nieszczelności w systemie transportu gazu.* Gaz, Woda i Technika Sanitarna nr 2/1992, 34-41, 1992.
207. Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska z 30 lipca 2001 w sprawie wprowadzania do powietrza substancji zanieczyszczających z procesów technologicznych i operacji technicznych. Dz. U. Nr 87, poz. 957, 24.08.2001.

208. Rozporządzenie Ministra Przemysłu i Handlu z dnia 14 listopada 1995r dotyczącego warunków technicznych, którym powinny odpowiadać sieci gazowe. Dz.U. nr 139/95 poz. 686
209. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 grudnia 2005 r. w sprawie standardów emisyjnych z instalacji. Dz.U. Nr 260, poz. 2181 z 2005.
210. Rozporządzenie Rady (UE) nr 1407/2002 z dnia 23.07.2002 r. w sprawie pomocy państwa dla przemysłu węglowego. OJ.L.205.
211. **Ruhrgas AG:** *The History of the World's Gas Industry*. World Gas Yearbook 1995.
212. **Rychlicki S., Siemek J.:** *Gaz ziemny w strategii bezpieczeństwa energetycznego Europy i Polski – stan aktualny i perspektywy*. Polityka Energetyczna, t. 10, z. Specjalny, 47-70, 2007.
213. **Rymczyk C.:** *Mechanika ośrodków ciągłych*. PWN. Warszawa 1993.
214. **Rzadkowski J.:** *Zagadnienia polityki ubezpieczeń w zarządzaniu ryzykiem ru-rociągów dalekosiężnych*. Konferencja BUDiN 2001. pt. Zarządzanie Procesem Inwestycyjnym w Budownictwie. Szklarska Poręba listopad-grudzień 2001.
215. **Sablik J., Wawrzynkiewicz W.:** *Wpływ siarki organicznej na jakość węgla energetycznych*. Inżynieria Mineralna v. 2, nr 1, 11-21, 2001.
216. **Schiffer H-W.:** *Long-term security in energy supplies – The contribution of coal*. Mat. Konf. Przyszłość węgla w gospodarce świata i Polski. PK ŚRE, GIPH, Katowice 2004.
217. **Schwab H., Kretschmar H.J.:** GWF – Gas/Erdgas nr 1/1992, 25-31, 1992.
218. **Sedding H.:** *Kombination eines blockheizkraftwerkes und einer expansionsmaschine zur erdgasentspannung betreibserfahrungen*. Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna Współczesne Problemy Gazownictwa, Koszalin-Kołobrzeg czerwiec 1996, 140-163, 1996.
219. Shell International Petroleum Maatschappij and Kaninklijke/Shell Exploarti en Productie Laboratorium, 1990 Carbon dioxide disposal from coal based combined cycle power station indepleted gas fields in Netherlands. Publikatierooks Lucht nr 91, Ministry of Housing, Physical Planning and Environment, Air Directorate, Leidschenhan, 1990.
220. **Siebert H., Isermann R.:** *Leckuberwachung und Lokalisierung bei Pipelines durch on-lin Korrelation mit einen Prozesrechnes*. Regelungstechnik nr 3/77, 69-74.
221. **Siebert H.:** *Dynamisch Leckuberwachung bei Pipelines*. Erdol Erga Kohle.
222. **Siewierski A.:** *Raport Roczny 1996. Polskie Górnictwo Naftowe i Gazownictwo*. Wydawca Zarząd Polskiego Górnictwa Naftowego i Gazownictwa, Warszawa 1997.
223. **Siewierski A., Paluszkiewicz J.:** *Raport Roczny 1993. Polskie Górnictwo Naftowe i Gazownictwo*. Wydawca Zarząd Polskiego Górnictwa Naftowego i Gazownictwa Warszawa, 1994.

224. **Siewierski A., Paluszkiewicz J.:** *Raport Roczny 1994. Polskie Górnictwo Naftowe i Gazownictwo*. Wydawca Zarząd Polskiego Górnictwa Naftowego i Gazownictwa, Warszawa 1995.
225. **Smelser S.C., Stock R.M., Cleary M.C., Booras G.S., Stuart R.J.:** *Engineering and economic evaluation on CO₂ removal from fossil-fuel-fired power plants. Vol. 1: Pulverized Coal-Fired Power Plants*. EPRI IE – 7365, 1991.
226. **Stos K.:** *Strategia a długofalowy rozwój przedsiębiorstwa energetycznego*. Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 1, Kraków 2009.
227. *Strategia prywatyzacji sektora górnictwa węgla kamiennego*. Ministerstwo Skarbu Państwa. 2004.
228. **Strupczewski A.:** *Program rozwoju energetyki jądrowej w Polsce a zapotrzebowanie w paliwa rozszczepialne z zasobów krajowych*. Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 2/2, Kraków 2009.
229. **Strzelec-Łobodzewska J.:** *Dylematy polskiej polityki energetycznej czyli wybrane problemy do rozwiązania*. Materiały XXIII Konferencji z cyklu Zagadnienia surowców energetycznych i energii w gospodarce krajowej. Dylematy polskiej polityki energetycznej, Zakopane 2009.
230. System IGZOP/M.
231. **Szafrański B.:** *Irak – szansą Polski na dywersyfikację źródła gazu ziemnego*. Materiały konferencyjne pt. Gazociąg czy terminal LNG, dywersyfikacja źródeł dostaw gazu do Polski. Organizator „adventure consulting”, Warszawa 19 stycznia 2006.
232. **Szkarowski A.:** *Technologia redukcji emisji NO_x metodą dozowanego skierowanego balastowania płomienia*. Rocznik Ochrona Środowiska, Tom 3. Rok 2001, 53-73, 2001.
233. **Szkarowski A.:** *Zasady obliczeń zdławienia NO_x metodą dozowanego skierowanego wtrysku balastu wodnego*. Rocznik Ochrona Środowiska. Tom 4. Rok 2002, 365-378, 2002.
234. **Szkarowski A., Kadel V.:** *Interrelation of a global and local level of analysis in environment protection*. PLE A 2002. Design with the Environment. Proceeding of the 19th International Conference. Toulouse, France, 657-660, 2002.
235. **Szkarowski A., Maliszewska A.:** *Optymalizacja spalania paliwa poprzez regulowany poziom niedopału chemicznego*. Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska nr 22, Seria Inżynieria Środowiska, 545-553, 2005.
236. **Szkarowski A., Nowikow O., Okatjew O., Kociergin M.:** *Intelektualny system sterowania jakością spalania paliwa*. Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska nr 22, Seria Inżynieria Środowiska, 117-126, 2003.
237. **Szymański J.:** *Hydraulika*. PWSZ, Warszawa 1969.

238. **Szymczak J.:** *Czy dywersyfikacja dostaw gazu ziemnego do Polski przy - użyciu LNG przegra z polityką?* Rynek gazu 2006. Pod redakcją Kapronia H. Kazimierz Dolny 21-23 czerwca 2006. Wydawnictwo KAPRIT. Lublin, 21-35, 2006.
239. **Tańczyk M., Warmuziński K., Jaschik M.:** *Wydzielanie wodoru z mieszanin gazowych powstałych w procesie wysokotemperaturowej konwersji gazu koksowniczego.* Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 2/2, Kraków 2009.
240. **Tarkowski R., Uliasz-Misiak B.:** *Możliwości podziemnego składowania CO₂ w Polsce w głębokich strukturach geologicznych (ropo-, gazo- i wodonośnych).* Przegląd Geologiczny z. 12, 25-29, 2002.
241. **Tarkowski R., Uliasz-Misiak B.:** *Podziemne magazynowanie dwutlenku węgla.* Przegląd Geologiczny z. 5, 402-409, 2003.
242. **Tarkowski R.:** *Geologiczna sekwestracja CO₂.* Studia Rozprawy Monografie nr 132. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków 2005.
243. **Tarłowski J.:** *Uwarunkowania technologiczne i inwestorskie budowy terminalu LNG. Doświadczenia światowe oraz ocena projektu polskiego.* Materiały konferencyjne pt. Gazociąg czy terminal LNG, dywersyfikacja źródeł dostaw gazu do Polski. Organizator „adventure consulting”, Warszawa 19 stycznia 2006.
244. *Termochemiczne przetwórstwo węgla i biomasy.* Praca zbiorowa pod red. M. Ściążko i H. Zielińskiego. Wyd. ICHPW i IGSMiE PAN, Zabrze-Kraków, 2003.
245. **Thambimuthu K. i in.:** *CO₂ capture and reuse.* Proceedings of IPCC Workshop Carbon Capture and Storage. Regina 2002.
246. **Tokarzewski J., Bednarski R.:** *Perspektywy rozwoju gazownictwa w Polsce do 2010 r.* Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna Współczesne Problemy Gazownictwa, Koszalin-Kołobrzeg, 1-34, 1996.
247. **Tomczyk P.:** *Szanse i bariery rozwoju energetyki wodorowej.* Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 2/2, Kraków 2009.
248. **Trzaskuś-Żak B.:** *Ocena wpływu wewnętrznej struktury taryf na końcową cenę gazu ziemnego.* Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 2/2, Rok 2009.
249. *Traktat Akcesyjny.* Dziennik Ustaw nr 90 z kwietnia 2004.
250. **Troskoleński A.T.:** *Hydromechanika.* WNT, Warszawa 1969.
251. **Trzop S.:** *Wybrane zagadnienia z konstrukcji rurociągów w aspekcie niezawodności ich pracy.* IV Krajowa Konferencja Techniczna pt. Zarządzanie ryzykiem w eksploatacji rurociągów. Płock 2001.
252. **Tuliszka E.:** *Sprężarki, dmuchawy i wentylatory.* WNT, Warszawa 1976.
253. **Uliasz-Bocheńczyk A., Mokrzycki E., Mazurkiewicz M., Piotrowski Z.:** *Utilization of carbon dioxide in fly ash and water mixtures.* Chemical Engineering Research and Design, Vol. 84, No A9, 843-846, 2006.

254. **Uliasz-Bocheńczyk A., Mokrzycki E., Mazurkiewicz M., Piotrowski Z.:** *Ograniczenie emisji CO₂ poprzez mineralną karbonatyzację.* Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska nr 23, Seria Inżynieria Środowiska, 231-244, 2007.
255. **Uliasz-Bocheńczyk A., Mokrzycki E., Mazurkiewicz M., Piotrowski Z., Pomykała R.:** *CO₂ utilization within ash-water mixtures deposited in underground coal mines.* Carbon Dioxide Sequestration in Geological Media – State of the Science. AAPG Studies in Geology No. 59, 2008.
256. **Uliasz-Bocheńczyk A., Mokrzycki E., Piotrowski Z., Pomykała R.:** *Składowanie CO₂ z zawiesinami popiołowo-wodnymi pod ziemią.* Wyd. IGSMiE PAN, Kraków, 142, 2007.
257. **Uliasz-Bocheńczyk A., Mokrzycki E.:** *Emissions from the Polish power industry.* Energy vol. 34, no. 12, 2370-2375, 2007.
258. **Uliasz-Bocheńczyk A., Mokrzycki E.:** *Fly Ashes from Polish Power Plants and Combined Heat and Power Plants and Conditions of their Application for Carbon Dioxide Utilization.* Chemical Engineering Research and Design Vol. 84, No A9, 837-842, 2006.
259. **Uliasz-Bocheńczyk A., Mokrzycki E.:** *Przegląd możliwości utylizacji diltlenku węgla.* Rocznik AGH, Wiertnictwo, Nafta, Gaz, 22/1, 373-378, 2005.
260. **Uliasz-Bocheńczyk A., Mokrzycki E.:** *Gospodarka pierwotnymi nośnikami energii w Polsce a ochrona środowiska przyrodniczego.* Rocznik Ochrony Środowiska. Tom 11, Rok 2009.
261. *Ustawa o stanie kłesk żywiolowych z dnia 18 kwietnia 2002r.* Dz.U. nr 62 poz. 558 z dnia 22.05.2002r.
262. *Ustawa Prawo Ochrony Środowiska z dnia 27.04.2001r.* Dz.U. nr 62 poz 627 Rozdział IV. Poważne awarie.
263. **Versteeg M.F.:** *External Safety Police In Netherlands. An Approach to Risk Management.* Technical Committee of Status, Experience and Future Prospects for the Development of Probabilistic safety Criteria, Wiedeń 1986.
264. **Von Roli – Departament Rollmaplast:** *Druckverlust und Strömungsgeschwindigkeit beim isothermen Gastransport in Rollmaplast-Rohrleitungen aus HDPE/MDPE.* Subingen (Schweiz).
265. **Wachowska H., Kozłowski M., Pietrowski M.:** *Analiza form siarki w polskich węglach kamiennych.* Karbo–Energochemia–Ekologia nr 6, 199-204, 1996.
266. **Walden H., Piekarski M.:** *Analiza i weryfikacja doświadczalna wybranych wzorów na obliczanie gazociągów przesyłowych.* Gaz Woda i Technika Sanitarna nr 9/1999, 211-21, 1999.
267. **Walden H., Stasiak J.:** *Mechanika cieczy i gazów.* Arkady, Warszawa 1968.
268. **Weiss L., Jurga T.:** *Inwestycje budowlane.* Wydawnictwo C.H. Beck, Warszawa 1999.

269. **Wilk K.:** *Badania dyfuzyjnych palników gazowych*. Monografia, Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej nr 785/1984.
270. **Wilk K.:** *Energetyka a środowisko naturalne*. V konferencja Naukowo-Techniczna „Ochrona powietrza - zmniejszenie zanieczyszczeń”, Organizator SłiTPCh Gliwice, Ustroń – Jaszowiec, maj 1998.
271. **Wilk K.:** *Teoretyczno-doświadczalny model procesu spalania w dyfuzyjnym płomieniu gazowym*. III Konferencja „Problemy Badawcze Energetyki Ciepłej”, tom II, Warszawa 1997.
272. **Wong S., Gunter W.D., Law D., Mavor M.J.:** *Economics of the flue gas injection and CO₂ sequestration in coalbed methane reservoirs*. Proceedings of the 5th International Conference on Greenhouse Gas Control Technologies. Ed. Williams D., Durie B., Mc Mullan P., Paulson C., Smith A., Collingwood, Australia CSIRO, 2001.
273. *World Energy Investment Outlook 2003 Insights*.
274. **Wróblewski Z., Czaplński Z.:** *Wykrywanie uszkodzeń izolacji gazociągu*. IGNiG, Kraków 1988.
275. www.bp.com
276. **Zajda R.:** *Schematy obliczeniowe gazociągów*. Wydawnictwo Centrum szkolenia Gazownictwa w Warszawie, 2001.
277. **Zamorowski K.:** *Możliwości redukcji emisji tlenków azotu w spalinach kotłów energetycznych*. Energetyka nr 2, 85-90, 1998.
278. **Zarzycki R. i in.:** *Energia z odpadów*. Komisja Ochrony Atmosfery Oddział w Łodzi Polska Akademia Nauk, Łódź 2008.
279. *Zielona Księga Europejska – strategia na rzecz zrównoważonej, konkurencyjnej i bezpiecznej energii*. Komisja Wspólnot Europejskich. KOM(2006)105, Bruksela 2006.
280. *Zrównoważona produkcja energii z paliw kopalnych: cel – niemal zerowa emisja ze spalania węgla po 2020*. Komisja Wspólnot Europejskich. KOM(2006)843, Bruksela 2006.
281. **Żmijewski K.:** *Harmonogram Programu Energetyki Jądrowej w Polsce*. Polityka Energetyczna, Tom 12, Zeszyt 2/2, Kraków 2009.
282. **Żuchowicki A.W., Janusz P., Fijałkowski N.:** *Analiza rozbiorów gazu na podstawie wydobywania i dystrybucji gazu przez P.P.U. PETRICO w Karlinie*. Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Nr 19, Seria Inżynieria Środowiska, 43-48, 2000.
283. **Żuchowicki A.W., Janusz P., Fijałkowski N.:** *Analiza awaryjności sieci gazowej w Koszalinie oraz charakterystyka metod polepszających jej niezawodność*. Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Nr 19, Seria Inżynieria Środowiska, 32-41, 2000.

284. **Żuchowicki A.W., Twardowska W., Gajdecki A., Kuczyński W.:** *Problemy miejskiej gazyfikacji niedużych miast na wybrzeżu Bałtyckim Problemy miejskiej gazyfikacji i niebolszych gorodow na Pobierzeże Bałtyjskiego Mona.* Międzywzowskiy tematiczeskij sbornik trudów LISI - Sankt Petersburg, 88-95, 1993.
285. **Żuchowicki A.W., Usidus D.:** *R.B.M. jakość i bezpieczeństwo w instalacjach gazowych.* Pismo Polskiej Korporacji Techniki Sanitarnej, Grzewczej, Gazowej i Klimatyzacji Nr 5, 28-30, 1997.
286. **Żuchowicki J.:** *Problemy zaopatrzenia w gaz ziemny jednostek osadniczych na terenie Polski.* Rozprawa doktorska, Koszalin 2009.
287. **Żuchowicki W., Majewicz K., Twardowska W.:** *Biogaz – alternatywne źródło energii.* Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna Współczesne Problemy Gazownictwa Koszalin-Kołobrzeg, 205-213, 1996.

Conditions and Forecast of Poland's Energy Safety for the period 2010-2110

Abstract

Each country's energy safety is one of the main factors of its proper functioning as a cohesive form which is called a state. Energy safety is especially important for the states located in the geographic areas where it is cold during long periods. Energy safety of Poland is not only a continuous supply to our factories and homes of electricity and heat, but also widely understood means of transport, which also, and perhaps mainly, absorb enormous amount of energy.

Explicit defining of the concept of energy security is difficult to formulate, because a fundamental question must be first answered: in what regard the amount of partial generally understood energy delivered to keep the needs of Poland is yet sufficient, though minimal, but assuring Poland's safety – to the level of so-called appropriate balance that is complete. **For today a conventional definition of energy safety in Poland may be used: three independent lines of oil and gas supplies assure energy safety.**

At present it is impossible to assure the energy safety of Poland as an independent safety, dependent only on own energy raw materials, so-called classic (gas, oil, coal) assisted with non-conventional sources like wind energy, water, solar energy and energy from biomass.

Poland has to base its energy safety on community of European Countries clustered in the European Union as a future, single, big European Country of different nations, a kind of United States of Europe.

It must be assumed that depleting of the Polish gas, oil and coal deposits, is proportional to depleting these raw materials in the world, but of course it can never be ruled out that still new deposits will be found, economically for their exploitation.

Poland as a member of the European Union has to build first nuclear power plant until 2023, which will relieve the decreasing capacity of existing coal-fired and gas power plants. The second nuclear power plant Poland must build no later than 2037, and a third one to 2090.

At the same time, it is crucial to start immediately research programs concerning development of as cheap as possible (although it will always be expensive) technology for hydrogen production and storage, so that gradually from about 2025 in Poland next to gas stations, hydrogen stations were established for gradually appearing greater numbers of cars on hydrogen.

During next decade (2010-2020) Poland should also, as far as resources permit, build at least two hydroelectric plants on the right bank of the Vistula river, assuming that the electricity from hydroelectric plants will always be approximately in the range of about 10% of power needed by Poland. Construction of small and medium-sized hydroelectric power plants should also be promoted from the local authorities and private funds.

It is also essential to promote non-conventional energy sources such as wind energy and solar energy, but keeping in mind that in the Polish climate zone you cannot count on the full continuity and stability of supply from these sources. Such source can make up a supplement electricity supply for rural, less populated, less exploited areas, such as certain areas of Pomerania or areas of North-East where the climate is more continental. It might be predicted that, from such sources, Poland will not receive more than 3.5% (4%) of the required energy in the energy balance.

It appears to be questionable, planning in any strategic aspect of energy from widely understood biomass, but in rural, low urban areas having wastelands can make use of energy crops (willow), but only as an ad hoc solution. Relatively low calorific value of such plants and huge problems with the cultivation, care, collection and re-sowing, allow to conclude that willow will not be the fuel of the future. Sewage sludge are also low in energy and give a particularly harmful emissions into the atmosphere and smell.

However production of so-called biofuel from rape should be further developed, so that rape oil could at least partially complement the lack of oil, which will be in the near future, the most scarce resource of classical energy.



Badania przechodzenia rtęci z amalgamatów stomatologicznych do roztworu sztucznej śliny¹

*Ewa Leśniewska, Małgorzata Iwona Szykowska,
Jadwiga Albińska, Tadeusz Paryczak
Politechnika Łódzka*

*Jerzy Sokołowski
Uniwersytet Medyczny, Łódź*

1. Wstęp

Amalgamat stomatologiczny powstaje w wyniku zachodzącej reakcji chemicznej po zmieszaniu stopu srebra z rtęcią [3]. Stop srebra jest drobnym proszkiem, który składa się głównie ze srebra, cyny i miedzi. Rtęć stanowi do 50% wagowych amalgamatu.

Według ADA (American Dental Association), wypełnienia z amalgamatu stomatologicznego nie powodują żadnych szkodliwych skutków, nadwrażliwość na rtęć może wystąpić u około 1% populacji. W piśmiennictwie znajdują się doniesienia o wystąpieniu u pacjentów z wypełnieniami amalgamatowymi reakcji alergicznych [4] lub miejscowych odczynów manifestujących się zmianami w jamie ustnej. Zauważono także, że nadwrażliwość ta występuje częściej, kiedy wypełnienia amalgama-

¹ Praca finansowana ze środków KBN w latach 2006-2009, projekt badawczy N2007 07531/3611.

towe są w jamie ustnej dłużej niż 5 lat [8]. Rtęć może być uwalniana z wypełnień amalgamatowych do jamy ustnej [13, 22] będąc głównym źródłem ekspozycji na rtęć ludzi nie narażonych zawodowo i ludzi, w diecie których ryby i owoce morza pojawiają się rzadko [12]. Wielu autorów dostarczyło naukowych dowodów, że żucie gumy zwiększa uwalnianie par rtęci z wypełnień amalgamatowych [1, 6, 7, 15, 19, 21]. Odnotowano 15-krotne [19], 4-krotne [7] i 8-krotne [1] zwiększenie stężenia par rtęci w powietrzu wydychanym po żuciu w porównaniu z wartościami przed żuciem. Podczas usuwania starego wypełnienia i ponownego wypełnienia zęba amalgamatem srebra dochodzi do wzrostu stężenia par rtęci w wydychanym powietrzu [17, 18], z wyraźnym spadkiem wartości po 10÷25 min i całkowitą eliminacją po 120 min [17].

Aby ograniczyć wydzielanie rtęci z amalgamatu w trakcie wiązania, wprowadzono ostatnio stop rtęciowo-indowy zamiast czystej rtęci [3]. Uzasadniona jest opinia, że należy ograniczać obciążenie organizmu rtęcią, stosując do wypełnień amalgamatu bez fazy gamma-2. Wypełnień amalgamatowych nie powinno się stosować u kobiet w ciąży i u osób z chorobami nerek [16].

2. Amalgamaty, a poziom rtęci w wybranych tkankach ludzkich

2.1. Zawartość rtęci we krwi

Od wielu lat uwaga badaczy skupia się na wyjaśnieniu, czy obecność stomatologicznych wypełnień amalgamatowych ma wpływ na poziom rtęci we krwi. Nie ma zgodności opinii wśród naukowców zajmujących się tym problemem. Abraham [1] wykazał korelację między poziomem rtęci we krwi a liczbą wypełnień oraz wartością pola powierzchni żującej amalgamatów. Autor ten stwierdził wyższy poziom rtęci we krwi osób które posiadają takie wypełnienia (0,7 ng/mL) w porównaniu z grupą kontrolną, w której poziom rtęci wynosił 0,3 ng/mL. Inni autorzy nie znaleźli zależności między poziomem rtęci we krwi i liczbą wypełnień np. [9].

2.2. Zawartość rtęci w moczu

Przeprowadzone badania szwedzkie i norweskie dowiodły, że poziom rtęci w moczu istotnie wzrasta wraz z liczbą powierzchni amalga-

matów [10, 14]. Langworth stwierdził, że taka zależność wyraźnie występuje u pacjentów nie narażonych zawodowo na działanie rtęci, podczas gdy u osób mających zawodowy kontakt z rtęcią nie odnotował tej zależności [10].

Według badań Boszke i wsp. [2] większe stężenie rtęci było w moczu pacjentów, u których założono nowe wypełnienie amalgamatowe. Większe stężenie rtęci w moczu pacjentów po 5 dniach od założenia nowego amalgamatu związane jest prawdopodobnie z uwalnianiem tego pierwiastka podczas wykonywania czynności związanych z założeniem nowego amalgamatu, np.: polerowania powierzchni amalgamatu. Autorzy [2] badając zawartość rtęci w moczu, osób posiadających wypełnienia amalgamatowe i bez nich, zaobserwowali dla pierwszej grupy zauważalnie większe stężenia rtęci w badanych próbkach, dostrzegając przy tym, że stężenia te mieszczą się jednak w zakresie tolerowanym u ludzi nie narażonych zawodowo na związki rtęci.

Szacuje się że obecność 10 amalgamatów stomatologicznych to wzrost stężenia rtęci w moczu od 1 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ do 1,8 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ [2, 5].

3. Cel i zakres pracy

Celem pracy było zbadanie w jakim stopniu stomatologiczne wypełnienia amalgamatowe są źródłem rtęci dla organizmu ludzkiego. Zbadano uwalnianie rtęci z dwóch zakupionych amalgamatów w kapsułkach, różniących się zawartością poszczególnych pierwiastków:

- amalgamat 1: 400 mg stopu (Ag 56%, Sn 27%, Cu 15,4%, In 0,5%, Zn 0,2%) oraz 380 mg rtęci, australijskiej firmy SDI Limited,
 - amalgamat 2: 440 mg stopu (Ag 40%, Sn 31%, Cu 29%) oraz 400 mg rtęci), angielskiej firmy Surrey Precision Dental,
- do roztworu „sztucznej śliny”, w kilku temperaturach (22, 38, 42, 55°C) i w różnym czasie (1, 2, 3, 4 tygodnie).

Interesującym wydało się również zbadanie czy z usuniętych zębów z wypełnieniem amalgamatowym, które kilkanaście lat egzystowały w jamie ustnej pacjentów, w dalszym ciągu uwalniana jest rtęć. Zbadano więc uwalnianie rtęci do roztworu „sztucznej śliny”, z usuniętych trzech zębów z amalgamatem (22°C, 4 tygodnie). Dodatkowo zbadano dla tych próbek nieznaną zawartość rtęci w amalgamacie oraz w zębinię.

4. Aparatura i metodyka badań

4.1. Przygotowanie i metodyka badań próbek plomb amalgamatowych

Stomatologiczne plomby amalgamatowe wykonano z dwóch zakupionych amalgamatów. Amalgamaty w formie kapsułkowej wytrząsano w mieszalniku rotacyjnym RotoMix produkowanym przez 3M ESPE. Mieszalnik ten służy do mieszania stomatologicznych materiałów do wypełnień i cementów w kapsułkach. W odróżnieniu od innych urządzeń RotoMix miesza materiały stomatologiczne ruchem rotacyjnym, co wpływa na skuteczność i szybkość mieszania oraz jednorodną konsystencję wymieszanego materiału. Posiada dodatkowo funkcję odwirowania, która w zależności od gęstości materiału umożliwia redukcję ilości pęcherzyków powietrza w mieszaninie. Aparat ten umożliwia programowanie czasu mieszania od 1 do 39 sekund, oraz czas odwirowania wynoszący 3 sekundy. Następnie plomby wkładano w odpowiednie formy, wygładzano i pozostawiano na 24 godziny.

Po wyjęciu z form ważono je na wadze analitycznej i umieszczano w 50 ml roztworu sztucznej śliny w zamykanych szczelnie pojemnikach i pozostawiano w określonej temperaturze, (cieplarka / inkubator Model BD 53 (E2) przez określony czas.

Roztwór „sztucznej śliny” sporządzono przez rozpuszczenie 8,4 g wodorowęglanu sodu (NaHCO_3), 1 g chlorku sodu (NaCl), 0,4 g węglanu potasu (K_2CO_3) oraz 60 mg azotanu sodu (III) (NaNO_2) w dwóch litrach wody destylowanej. Roztwór ten miał pH równe 9.

Badania ilości uwalnianych jonów rtęci wykonano metodą Atomowej Spektrometrii Absorpcyjnej z Generacją Zimnych Par Rtęci na analizatorze rtęci MERCURY SP-3D japońskiej firmy NIPPON INSTRUMENTS CORPORATION [20].

Kalibrację aparatu przeprowadzono za pomocą roztworów wzorcowych o stężeniu 0,01 $\mu\text{g/g}$, 0,1 $\mu\text{g/g}$, 1 $\mu\text{g/g}$. Wprowadzono kolejno: 0,2 ng Hg, 2 ng Hg, 5 ng Hg, 20 ng Hg, 40 ng Hg. Wykorzystano jednoelementowy roztwór wzorcowy rtęci klasy ICP firmy Merck.

Znad każdej próbki badanej plomby amalgamatowej zalanej roztworem sztucznej śliny, przetrzymywanej w określonej temperaturze, po odpowiednim czasie pobierano 0,5 mL roztworu i mierzono zawartość rtęci na automatycznym analizatorze MERCURY SP-3D.

4.2. Przygotowanie i metodyka badań próbek usuniętych zębów z amalgamatem

Badając uwalnianie rtęci do roztworu „sztucznej śliny”, z usuniętych zębów z amalgamatem nie znano składu amalgamatu oraz czasu jaki upłynął od założenia plombi amalgamatowej do usunięcia zęba. Dlatego więc dodatkowo zbadano zawartość rtęci w amalgamatach i zębinie. Wykorzystanie do badań automatycznego analizatora rtęci Merkury SP-3D wymagałoby bardzo dużego rozcieńczenia próbek co znacznie mogłoby zwiększyć błąd pomiaru. Zastosowano więc do tych pomiarów metodę atomowej spektrometrii emisyjnej z plazmą wzbudzoną indukcyjnie (ICP-AES, spektrometr amerykańskiej firmy Thermo Jarrell Ash).

Kalibrację spektrometru ICP-AES wykonano za pomocą jednoelementowego wzorca Hg klasy ICP firmy Merck o stężeniu 10 µg/g.

Parametry plazmy (Plasma Control Panel):

- R.F. Power 1150 W,
- Auxiliary Flow 1,0 L/min,
- Nebulizer Flow 20,06 psi,
- Pump Rate 100 rpm.

Pochodzące z usuniętych zębów z wypełnieniami amalgamatowymi, próbki amalgamatów i zębiny do analizy metodą ICP-AES przygotowano z wykorzystaniem energii mikrofalowej (system zamknięty włoskiej firmy MILESTONE 1200 MEGA) w następujący sposób:

- do teflonowych naczynek włożono zważone wcześniej próbki,
- do każdej z próbek dodano 3 ml stężonego kwasu azotowego (V),
- szczelnie zamknięto naczynie i poddano je mineralizacji mikrofalowej przez okres 25 minut,
- ochłodzono w zamrażarce przez okres 30 minut,
- zawartość naczynek przeniesiono ilościowo do kolb miarowych o pojemności 50 ml i uzupełniono wodą dejonizowaną do kreski.

W tak przygotowanych próbkach oznaczono metodą ICP-AES zawartość rtęci.

Próbki do badań ilości uwalnianej rtęci do roztworu „sztucznej śliny” z plombi amalgamatowej pochodzącej z usuniętych zębów przygotowano w sposób opisany dla próbek przygotowanych z zakupionych

amalgamatów w kapsułkach. Badania ilości uwalnianej rtęci wykonano na analizatorze rtęci MERCURY SP-3D.

Poprawność metod sprawdzono stosując próbki kontrolne.

5. Wyniki badań i dyskusja

Uzyskane wyniki badań próbek plomb amalgamatowych wykonanych w laboratorium przedstawiono na rysunkach 1÷4.

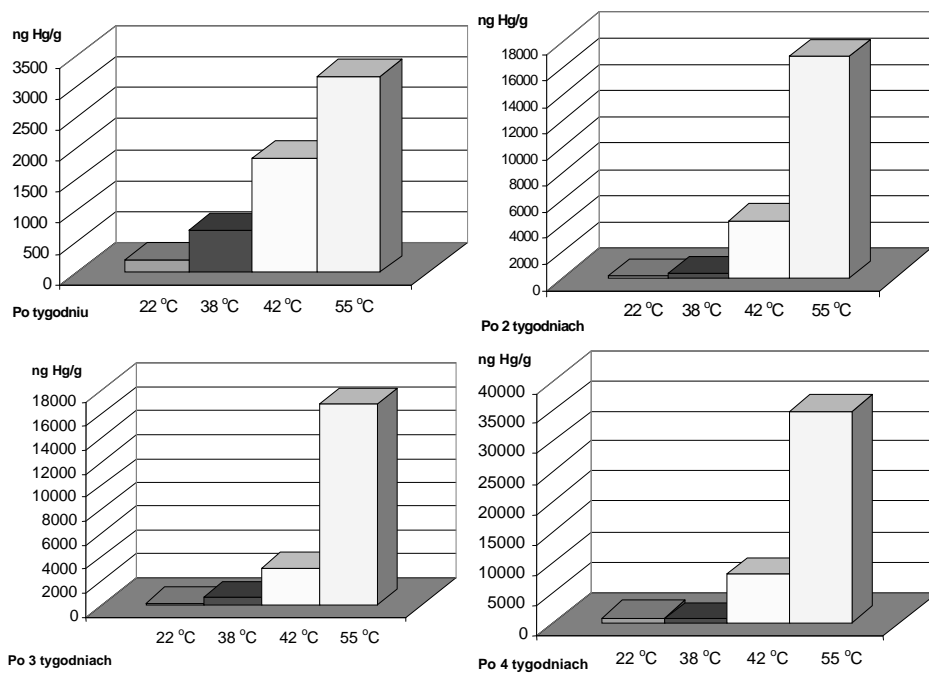
Wpływ temperatury na ilość uwalnianych jonów rtęci w badanych okresach czasu dla amalgamatu 1 przedstawiono na rysunku 1, dla amalgamatu 2 na rysunku 2.

Porównanie ilości uwalnianych jonów rtęci z plomb amalgamatowych z dwóch różnych amalgamatów po 2 i 3 tygodniach przedstawiono na rysunkach 3 i 4.

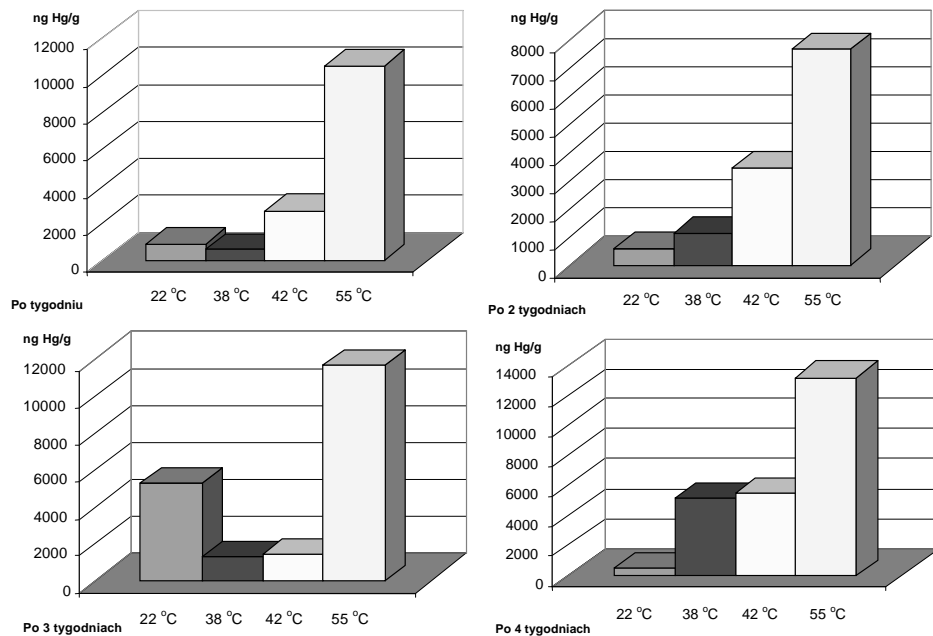
Analiza wykresów przedstawionych na rysunkach 1÷4 wykazuje, że dla większości próbek niezależnie od składu amalgamatu ilość uwalnianych jonów rtęci wzrasta wraz z długością czasu przebywania amalgamatu w roztworze „sztucznej śliny”, jak również rośnie znacząco ze wzrostem temperatury. Obserwowane niespodziewane „spadki” w ilości uwalnianej rtęci najprawdopodobniej wynikają z faktu, że każdorazowo poddajemy obserwacji taką samą, ale nie tę samą plombę amalgamatową (za każdym razem jest to inna przygotowana plomba). Ilość uwalnianej rtęci na wykresach jest podana w ng Hg/g amalgamatu, a wykonane plomby mogą się różnić wielkością powierzchni.

Prawie proporcjonalny wzrost ilości uwalnianej rtęci ze wzrostem temperatury obserwujemy dla amalgamatu 1.

Ilość uwalnianych jonów rtęci w niższych temperaturach badanego przez nas zakresu (22°C, 38°C) jest nieco niższa dla amalgamatu 1 zawierającego ind, w porównaniu z amalgamatem 2 nie zawierającym w swym składzie indu, co jest zgodne z danymi literaturowymi [3]. W wyższych temperaturach 42°C, 55°C obserwujemy odwrotną zależność – ilość uwalnianej rtęci z amalgamatu 1 jest nieco wyższa od ilości rtęci uwalnianej z amalgamatu 2.

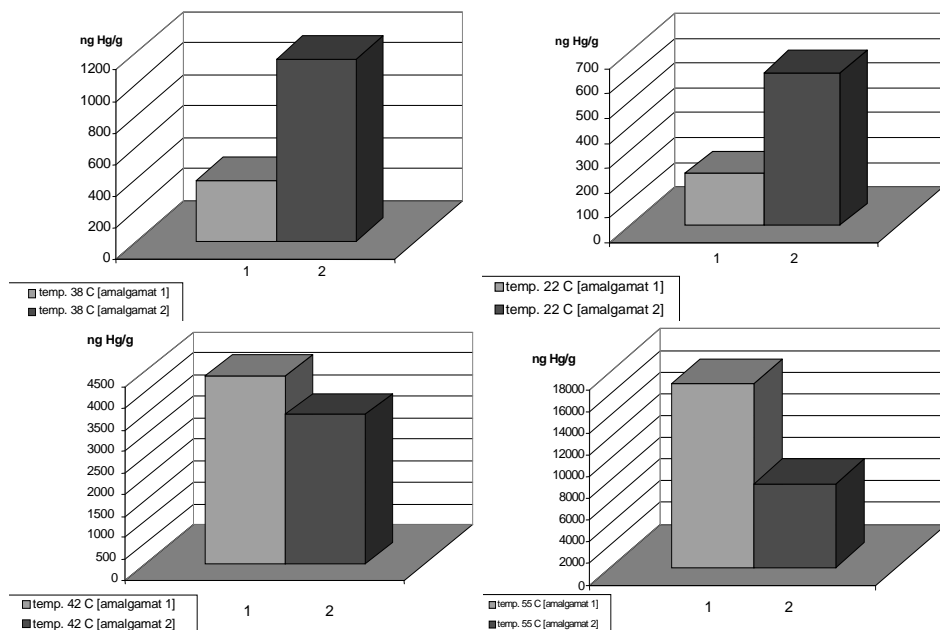


Rys. 1. Wpływ temperatury na ilość uwalnianych jonów rtęci w badanych okresach czasu dla amalgamatu 1
Fig. 1. An influence of temperature on the amount of released mercury ions studied within certain periods of time for amalgam 1



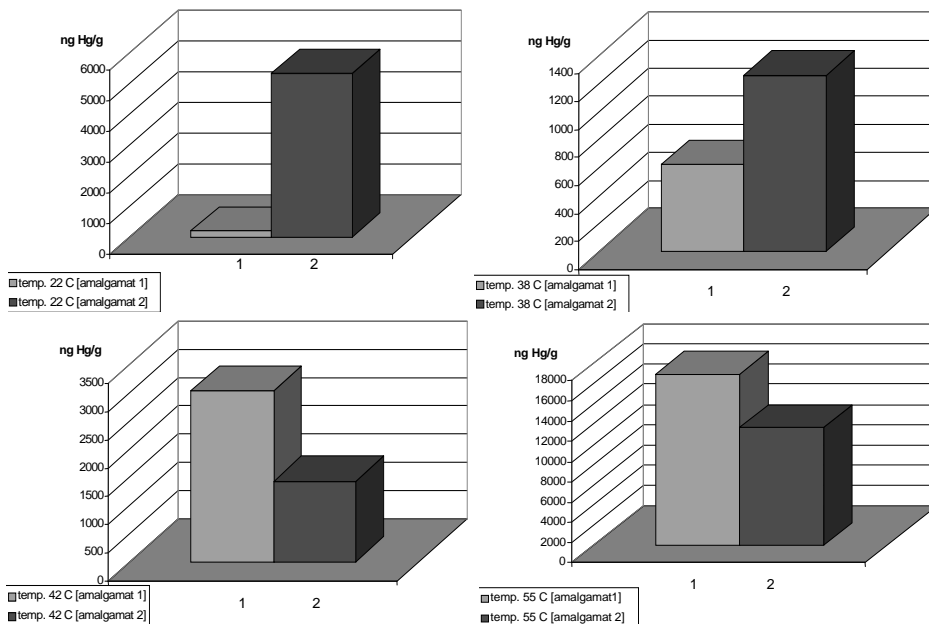
Rys. 2. Wpływ temperatury na ilość uwalnianych jonów rtęci w badanych okresach czasu dla amalgamatu 2

Fig. 2. An influence of temperature on the amount of released mercury ions studied within certain periods of time for amalgam 2



Rys. 3. Porównanie ilości uwalnianych jonów rtęci z plomb amalgamatowych z dwóch różnych amalgamatów po 2 tygodniach

Fig. 3. The comparison of the amount of mercury ions released from amalgam fillings from different amalgams after 2 weeks

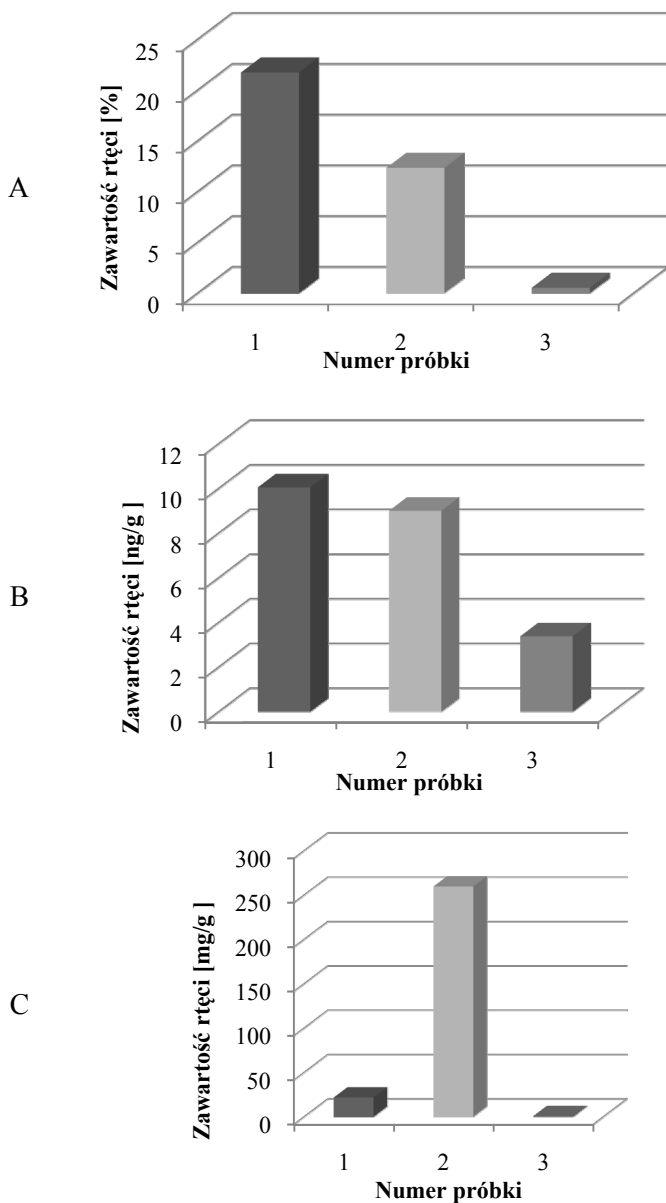


Rys. 4. Porównanie ilości uwalnianych jonów rtęci z plomb amalgamatowych z dwóch różnych amalgamatów po 3 tygodniach

Fig. 4. The comparison of the amount of mercury ions released from amalgam fillings from different amalgams after 3 weeks

Na rysunku 5 przedstawiono uzyskane wyniki badań trzech próbek usuniętych zębów z wypełnieniem amalgamatowym (zęby te egzystowały w jamie ustnej pacjentów około 10÷15 lat). Badania ilości uwalnianej rtęci z plomb amalgamatowych pochodzących z usuniętych zębów do roztworu „sztucznej śliny” wykonano dla temperatury 22°C i 4 tygodni.

Jak można zaobserwować z rysunku 5 B uwalnianie rtęci z wypełnień amalgamatowych jest procesem ciągłym i dotyczy również wypełnień, które kilkanaście lat egzystowały w jamie ustnej pacjenta. Ilość uwalnianej rtęci do roztworu „sztucznej śliny” (rys. 5B) koreluje z zawartością rtęci w amalgamacie (5A). Zawartość rtęci w zębieniu zęba wypełnionego przez kilkanaście lat plombą amalgamatową nie jest zbyt duża (rys. 5C), we włosach ludzkich najczęściej obserwujemy zawartości rtęci 300÷500 ng/g, u osób nie wykazujących częstego spożywania ryb [11].



Rys. 5. Porównanie zawartości rtęci: w amalgamacie [A], w sztucznej ślinie [B] i w zębinie [C] dla trzech próbek usuniętych zębów
Fig. 5. The comparison of mercury content: in amalgam [A], in artificial saliva [B], and in dentine [C] for 3 samples of extracted teeth

6. Podsumowanie

Uwalnianie rtęci jest procesem ciągłym. Największe ilości uwalniają się w pierwszych siedmiu dniach, tym niemniej nawet z usuniętych zębów z amalgamatem, które przez długi okres „egzystowały” w ludzkim organizmie, po zanurzeniu ich w roztworze „sztucznej śliny” obserwujemy w dalszym ciągu uwalnianie rtęci.

Niezależnie od składu amalgamatu ilość uwolnionej rtęci rośnie znacząco ze wzrostem temperatury. Osoby z wypełnieniami amalgamowymi powinny unikać więc spożywania gorących potraw i picia gorących płynów.

Ilość uwalnianych jonów rtęci w niższych temperaturach badanego przez nas zakresu (22°C, 38°C) jest nieco niższa dla amalgamatu 1 zawierającego ind, w porównaniu z amalgamatem 2 nie zawierającym w swym składzie indu. W wyższych temperaturach 42°C, 55°C obserwujemy odwrotną zależność – ilość uwalnianej rtęci z amalgamatu 1 jest nieco wyższa od ilości rtęci uwalnianej z amalgamatu 2.

Literatura

1. **Abraham J.E., Svare W.C., Frank C.W.:** *The effect of dental amalgam restorations on blond Mercury levels.* J. Dent. Res., 63, 71-73, 1984.
2. **Boszke L., Kowalski A., Surdacka A., Czajka-Jakubowska A.:** *Rtęć w moczu mieszkańców Poznania.* Materiały konferencji: Rtęć w środowisku, Identyfikacja zagrożeń dla zdrowia człowieka, I Ogólnopolska Konferencja Naukowa, 181, Gdynia 9-11 maja 2007.
3. **Craig R.G., Powers J.M., Wataha J. C.:** *Dental materials. Properties and manipulation.* Wydawnictwo Mosby Inc., Wydanie I polskie, *Materiały stomatologiczne* . pod redakcją Limanowskiej-Shaw H., Wydawnictwo Medyczne Urban & Partner, Wrocław 2000.
4. **Duxbury A.J., Ead R.D., Mc Murrough S., D. C. Watts D.C.:** *Allergy to mercury in dental amalgam.* Br. Dent. J., 152, 47-48, 1982.
5. **Dye B.A., Schober S.E., Dillon C.F., Jones R. L., Fryar C., McDowell M., T. H. Sinks T.H.:** *Urinary mercury concentrations associated with dental placements in adult women aged 16-49 years.* United States, Occup. Eed., 62: 368-375, 1999-2000, 2005.
6. **Emler B.F.:** *An assessment of mercury in mounth air.* J. Dent. Res., 1985, 64, Special issue, 64, 247, 1985.
7. **Gay D.D., Cox R.D., Reinhardt J.W.:** *Chewing releases mercury from fillings.* Lancet, 1, 985-986, 1979.

8. **Hamilton E. I., M. J. Minski M. J.:** *Abundance of the chemical elements In man's diet and possible relations with environmental factors.* Sci. Total Environm., 1, 375-394, 1972/73.
9. **Kröneke A., Ott K., Petschelt A., Schaller K.H., Szécsi M., Valentin H.:** *ÜBER DIE Quecksilberkonzentrationen in Blut und Urin von Personem mit und ohne Amalgamfüllungen.* Dtsch. Zahnarztl. Z., 35, 803-808, 1980.
10. **Langworth S., Elinder C.G., Akesson A.:** *Mercury exposure from dental fillings. I. Mercury concentration In blond and vrine.* Swed. Dent. J., 12, 69-70, 1988.
11. **Leśniewska E., Paryjczak T., Pawlaczyk A., Szykowska M.I.:** *Studies of total mercury content in hair samples collected from people living in Gdansk region.* 35th International Symposium on Environmental Analytical Chemistry, , Book of Abstracts p.318, Gdańsk, 22-26.06. 2008.
12. **Leśniewska E., Szykowska M.I., Paryjczak T.:** *Główne źródła rtęci w organizmie ludzi nienarażonych zawodowo.* Rocznik Ochrona Środowiska, Tom 11. 403, Rok 2009.
13. **Olędzka A.:** *Pelzająca śmierć – rtęć w plombach.* Wegetariański Świat, 5, 8, 1998.
14. **Olstad M.L., Holland R.I., Wandel N., Hensten-Pettersen A.:** *Correlation between amalgam restorations and Mercury concentrations in urine.* J. Dent. Res., 1987, 66, 1179-1182, 1987.
15. **Patterson E. J., Weissberg, B.G., Dennison P.J.:** *Mercury In human breath from dental amalgams.* Bull. Environ. Contim. Toxicol., 34, 459-468, 1985.
16. **Piątkowska D. (red):** *Kompendium próchnicy zębów.* WM, Warszawa 1999.
17. **Reinhardt J.W., Boyer D.B., Gay D.D., Frank, C. W., Svare C.W., Cox D. R.:** *Exhaled mercury following removal and insertion of amalgam restorations.* J. Prosth. Dent., 49, 652-656, 1983.
18. **Reinhardt J.W., Boyer D.B., Gay D.D., Frank, C. W., Svare C.W.:** *Merkury Vapor expired after restorative treatment, Preliminary study.* J. Dent. Res., 58, 2005, 1979.
19. **Svare C., Peterson L., Reinhardt J., Boyer D., Frank C., Gay D., Cox R.:** *The effect of dental amalgams on Merkury levels In expired air.* J. Dent. Res., 1981, 60, 1668-1671, 1981.
20. **Szykowska M.I., Leśniewska E., Paryjczak T.:** *Konieczność kontrolowania stężenia rtęci w środowisku,* Przemysł Chemiczny 82/3, 240, 2003.
21. **Vimy M.J., Lorscheider F. L.:** *Intra-oral air mercury released from dental amalgam.* J. Dent. Res., 64, 1069-1071, 1985.
22. **WHO,** *Environmental health criteria 118. Inorganic mercury.* Geneva, 1991.

Analysis of the Mercury Transition from Dental Amalgams into the Artificial Saliva

Abstract

Dental amalgam is a mixture of silver alloy with mercury. Mercury is up to 50% by weight of amalgam. Silver alloy is fine powder, which mainly consists of silver, tin and copper. After mixing the silver alloy with mercury, a chemical reaction leading to the formation of dental amalgam takes place.

According to ADA (American Dental Association), dental amalgam fillings do not cause any adverse effects, hypersensitivity to mercury can occur in about 1% of the population. But mercury can be released from amalgam fillings into the mouth, being the main source of mercury exposure to humans who are not exposed due to their occupation and people, who rarely eat fish and seafood. Many authors have provided scientific evidence that chewing gum increases the release of mercury vapor from amalgam fillings.

The aim of the presented study was to investigate the extent to which the dental amalgam fillings are the source of mercury for the human body. The release of mercury from dental amalgams (two amalgams of different composition – one containing indium) to the solution of “artificial saliva” at several different temperatures and at different times as well as the release of mercury into the solution of “artificial saliva” from extracted teeth filled with amalgam were studied.

The tests were performed using Mercury Analyzer SP-3D, a Japanese company, Nippon Instruments Corporation, and the method of atomic emission spectrometry with inductively coupled plasma (ICP-AES spectrometer, an American company, Thermo Jarrell Ash.

Regardless of the composition of amalgam the amount of the released mercury increases significantly with an increasing temperature, therefore, people with amalgam fillings should avoid hot food and hot liquids. Release of mercury is a continuous process. The largest amounts are released in the first seven days, however, a significant increase is observed after a period of six months. Considerable amounts of mercury are even released from the extracted teeth filled with amalgam, which “existed” in the human body for a long time after immersing them in the solution of artificial saliva.

The amount of mercury ions released at lower temperatures of investigated range (22°C, 38°C) is slightly lower for an amalgam containing indium, compared to the amalgam 2, not containing indium in its composition. At higher temperatures of 42°C, 55°C an inverse relationship was observed – the amount of mercury released from amalgam 1 is a bit higher than the amount of mercury released from amalgam 2.



Słoma kukurydziana jako surowiec do produkcji biogazu¹

Leszek Styszko

Politechnika Koszalińska

Adam Majewski

Koppert Polska Sp. z o.o., Duchnice

1. Wstęp

W programach rozwoju odnawialnych źródeł energii (OZE) zakłada się duże znaczenie technologii biomasowych. Możliwość taką stwarzają gminne agrocentra energetyczne, których podstawą działania będą biogazownie. Surowcem do produkcji biogazu jest biomasa, głównie rolnicza, a w tym kiszonka z kukurydzy [5, 6, 10, 12]. Biogaz pozyskiwany z celulozy jest paliwem drugiej generacji [9]. Biologiczna przeróbka słomy na biogaz jest trudniejsza niż kiszonki lub biomasy zielonej [8]. Trudność wynika z dużej zawartości w słomie suchej masy, dłuższego okresu fermentacji i mniejszej zawartości składników pokarmowych. Słoma, której coroczne zasoby są bardzo duże ma różny skład w zależności od gatunku rośliny, miejsca i technologii uprawy. Ocieplający się klimat oraz postęp w hodowli roślin spowodowały, że zaczęła wzrastać powierzchnia uprawy kukurydzy na ziarno, w tym także na północy Polski. Kukurydza ma wszechstronne zastosowanie. Może

¹ Praca naukowa finansowana ze środków na naukę w latach 2005-2007 jako projekt badawczy

być także wykorzystywana jako roślina energetyczna w postaci ziarna lub kiszonki z całych roślin. Spotyka się też sugestie użytkowania skojarzonego kukurydzy w postaci wykorzystania ziarna jako paszy dla zwierząt, a słomy – dla potrzeb energetyki, głównie na biogaz. Jednakże takie wykorzystanie kukurydzy uwarunkowane jest zawartością w słomie suchej masy oraz składników odżywczych.

Celem badań była ocena znaczenia sezonów wegetacyjnych, miejscowości, dawek azotu i odmian w zmienności składu chemicznego słomy przy uprawie kukurydzy na ziarno na Pomorzu w latach 2002÷2006.

2. Materiał i metoda

Materiałem do analiz były wyniki doświadczeń ścisłych z uprawą kukurydzy w technologii ziarnowej wykonanych w latach 2002÷2003 i 2005÷2006 w trzech miejscowościach na Pomorzu (Wolinia k. Lęborka i Mścice k. Koszalina – III rejon uprawy kukurydzy oraz Mieszkowice k. Kostrzyna – II rejon) w gospodarstwach prywatnych. Doświadczenia zakładano na glebie IIIa-IVb klasy bonitacyjnej, metodą losowanych podbloków w układzie zależnym w trzech powtórzeniach, gdzie podblokami I rzędu były cztery do pięciu dawek azotu (0; 50; 100; 150 i 200 kg·ha⁻¹), a II rzędu – cztery do siedmiu odmian kukurydzy (tab.1). W serii z lat 2002÷2003 nie było obiektów z dawką 50 kg·ha⁻¹ N. Dodatkowo w tej serii każde poletko kukurydzy było zbierane w dwóch terminach (50% powierzchni w każdym terminie). Pierwszy termin zbioru przypadał na okres pojawienia się czarnej plamki na przyczepie ziarna, a drugi – w dwa tygodnie później. Każde poletko miało powierzchnię 32,64 m², a kukurydzę siano w II-III dekadzie kwietnia w rozstawie 75 cm x 16 cm (83300 roślin na hektarze). Nawożenie potasem (116 kg·ha⁻¹ K₂O) i fosforem (52 kg·ha⁻¹ P₂O₅) stosowano przed siewem. Chwasty zwalczano przed wschodami preparatem Azoprim 50 WP (s.a atrazyna 50%) w dawce 2,0 kg·ha⁻¹.

Po zbiorze określono zawartość suchej masy i plon suchej masy słomy. Skład jakościowy słomy określono analizując zawartość w suchej masie: popiołu według normy PN/R-64795, białka metodą Kjeldahla według normy PN-75/R-04018, tłuszczu według normy PN-76/R-64753, włókna surowego metodą Henneberga-Stohmanna w modyfikacji Leppera oraz bezazotowych wyciągów według normy PN-75/R-64-790.

Tabela 1. Odmiany kukurydzy wysiane w badaniach**Table 1.** Varieties of maize sown in the research

Lp.	Odmiana	Wczesność FAO	Wczesność;	Lata;
1	PR39T68	200	wczesna	2005÷2006
2	LG 21.82	220	wczesna	2002÷2003
3	Banquise	220	wczesna	2005÷2006
4	LG 32.15	220	wczesna	2005÷2006
5	Prosna	230	wczesna	2002÷2003
6	LG 22.43	240	średniowczesna	2005÷2006
7	LG 32.52	240	średniowczesna	2002÷2003
8	LG 32.26	250	średniowczesna	2005÷2006

Dodatkowo w serii z lat 2005÷2006 oznaczono w suchej masie zawartość: magnezu metodą absorpcji atomowej na spektrofotometrze BUCK Scientific 210, wapnia, potasu i sodu – metodą emisji na spektrofotometrze BUCK Scientific 210 oraz fosforu – metodą wanadomolibdenową na kolorymetrze Spekol 11.

Wyniki opracowano statystycznie stosując analizę wariancji, rachunek regresji oraz metodę komponentów wariancyjnych dla modelu mieszanego. Jako czynniki losowe traktowano sezony wegetacyjne oraz miejscowości, a jako stałe – terminy zbioru, odmiany i dawki azotu. Istotność zależności weryfikowano testem F.

3. Wyniki i ich omówienie

W doświadczeniach uczestniczyły odmiany wczesne i średnio wczesne o FAO 190÷250 (tab. 1). Przebieg pogody w okresie wegetacji kukurydzy był zróżnicowany w latach badań (tab. 2÷4). Rok 2002 charakteryzował się większą ilością opadów (tab. 2) i niższą temperaturą powietrza (tab. 3) w okresie wegetacji kukurydzy niż inne lata.

W latach 2003, 2005 i 2006 spadło mniej opadów w okresie wegetacji, ale temperatura powietrza była wyższa. Przyjęto kryterium średniej wieloletniej temperatury powietrza z okresu maj-wrzesień do oceny warunków klimatycznych do uprawy kukurydzy na ziarno [4]. Warunki uprawy kukurydzy na Pomorzu w latach badań były następujące: graniczne (temperatura 14,5÷15,4°C) – Wolinia 2002 i Mścice 2005 rok, średnie (temperatura 15,5÷16,4°C) – Mieszkowice 2002 i 2005, Wolinia 2003 i Mścice 2006, korzystne (temperatura

16,5÷17,4°C) – Mieszkowice 2006 i bardzo dobre (temperatura >17,5°C) – Mieszkowice 2003.

Tabela 2. Opady w okresie maj-wrzesień w latach badań

Table 2. Precipitation during May-September in the years of research

Miejscowość	Rok	Opady [mm] w miesiącach					
		V	VI	VII	VIII	IX	suma
Mieszkowice	2002	74,9	97,9	66,8	114,6	204,6	559,1
	2003	19,6	1,2	129,4	71,5	23,9	245,6
	2005	83,7	44,5	85,1	51,7	45,7	310,7
	2006	60,9	45,2	13,9	206,6	60,4	387,2
Wolinia	2002	31,6	134,8	107,6	85,0	213,4	572,4
	2003	29,4	62,4	86,0	79,4	42,4	299,6
Mścice	2005	86,8	30,6	96,4	74,6	31,4	319,8
	2006	55,2	34,6	13,5	215,1	36,2	354,6

Tabela 3. Temperatura powietrza w okresie maj-wrzesień w latach badań

Table 3. Air temperature during May-September in the years of research

Miejscowość	Rok	Temperatura powietrza [°C] w miesiącach					
		V	VI	VII	VIII	IX	średnia
Mieszkowice	2002	14,6	16,3	17,2	19,6	11,3	15,8
	2003	16,0	21,5	19,9	19,4	15,6	18,5
	2005	13,7	16,1	19,4	17,5	15,5	16,4
	2006	12,9	15,6	21,8	18,0	17,6	17,2
Wolinia	2002	12,8	13,8	17,3	19,1	10,9	14,8
	2003	13,4	16,6	18,4	17,2	13,7	15,8
Mścice	2005	11,7	14,5	18,7	16,2	14,9	15,2
	2006	12,2	16,2	21,2	17,0	16,8	15,7

Charakterystykę warunków hydrotermicznych w latach 2002÷2006 przedstawiono przy pomocy współczynnika Sielianiowa [7] o postaci:

$$K = P/0,1\sum t \quad (1)$$

gdzie:

P – miesięczna suma opadów atmosferycznych w mm,

$\sum t$ – miesięczna suma temperatury powietrza >0°C.

Do interpretacji warunków hydrotermicznych przyjęto następujące przedziały współczynnika K: skrajnie suchy – $K \leq 0,4$; bardzo suchy – $0,4K \leq 0,7$; suchy – $0,7K \leq 1,0$; dość suchy – $1,0K \leq 1,3$; **optymalny** – **$1,3K \leq 1,6$** ; dość wilgotny – $1,6K \leq 2,0$; wilgotny – $2,0K \leq 2,5$; bardzo wilgotny – $2,5K \leq 3,0$ i skrajnie wilgotny $K > 3,0$. Za warunki ekstremalne przyjęto wartości K, które mieszczą się w przedziałach niższych od 0,7 (skrajnie suche i bardzo suche) oraz powyżej 2,5 (bardzo wilgotne i skrajnie wilgotne).

Warunki skrajnie suche i suche wystąpiły w 2003 roku w Mieszkowicach w maju, czerwcu i wrześniu, w 2005 roku w Mścicach w czerwcu i wrześniu oraz w 2006 roku w lipcu w Mieszkowicach i Mścicach (tab. 4).

Tabela 4. Współczynnik hydrotermiczny Sielianinowa w okresie maj-wrzesień w latach badań

Table 4. Sielianinow hydrothermal coefficient during May-September in the years of research

Miejscowość	Rok	Współczynnik Sielianinowa w miesiącach					
		V	VI	VII	VIII	IX	średnia
Mieszkowice	2002	1,65	2,00	1,25	1,89	6,04	2,55
	2003	0,40	0,02	2,10	1,19	0,51	0,85
	2005	1,97	0,92	1,42	0,95	0,98	1,25
	2006	1,52	0,97	0,21	3,70	1,14	1,51
Wolinia	2002	0,80	3,26	2,01	1,44	6,53	2,78
	2003	0,71	1,25	1,51	1,49	1,03	1,20
Mścice	2005	2,39	0,70	1,66	1,49	0,70	1,40
	2006	1,46	0,71	0,21	4,08	0,72	1,44

Warunku bardzo wilgotne i wilgotne wystąpiły w 2002 roku w Wolini w czerwcu i wrzeniu oraz w Mieszkowicach we wrześniu oraz w 2006 roku w sierpniu w Mieszkowicach i w Mścicach (tab. 4). Stąd sezony wegetacyjne uznano za bardzo wilgotne w 2002 roku, suche i dość suche w 2003 roku, a dość suche do optymalnych w latach 2005 i 2006 (tab. 4).

Na plon słomy i zawartość w niej suchej masy najsilniejszy wpływ miały czynniki losowe związane z przebiegiem pogody w latach i miejscowościach, a spośród czynników stałych – odmiany (tab. 5 i 6). Przy

W stosunku do bezazotowych wyciągów uzyskano różne wyniki w doświadczeniach.

W 2005 roku, gdy w suchej masie było więcej popiołu surowego i białka ogólnego, uzyskano również wyższą zawartość fosforu, wapnia i potasu, a mniej magnezu i sodu (tab. 9 i 10).

Tabela 7. Zmienność zawartości fosforu, wapnia, magnezu, potasu i sodu wyciągów w suchej masie słomy w latach 2005÷2006

Table 7. Variability of content of phosphorus, calcium, magnesium, potassium and sodium lifting in the dry mass of straw in the years 2005-2006

Komponent wariacyjny	Struktura procentowa komponentów wariacyjnych				
	fosfor	wapń	magnez	potas	sód
Czynniki stałe	17,2	2,0	18,2	24,8	10,5
w tym:					
Dawki azotu [B]	17,2	0,0	5,9	15,3	0,0
Odmiany [C]	0,0	2,0	12,3	8,1	9,4
Współdz. BC	0,0	0,0	0,0	1,4	1,1
Czynniki losowe	82,8	98,0	81,8	75,2	89,5
w tym:					
Lata (L)	30,0	33,4	17,6	21,6	26,4
Miejscowości (A)	23,6	7,4	6,4	7,9	0,0
Współdz. AC	7,7	3,4	0,0	12,8	1,9
Pozostałe losowe	21,5	53,8	57,8	32,9	61,2
Suma	100	100	100	100	100

W miejscowości, gdzie uzyskano istotnie wyższe plony suchej masy słomy w obu doświadczeniach, uzyskano również wyższą zawartość w suchej masie białka ogólnego oraz fosforu i potasu, a mniejszą włókna surowego (tab. 5÷7).

W doświadczeniu z lat 2002÷2003 istotnie wyższe plony suchej masy słomy oraz wyższą zawartość w plonie suchej masy i bezazotowych wyciągów było w II terminie zbioru (tab. 8). Dawki azotu istotnie różnicowały plon suchej masy i zawartość suchej masy w plonie oraz zawartość włókna surowego w suchej masie słomy w doświadczeniu z lat 2002÷2003 (tab. 8), a w doświadczeniu z lat 2005÷2006 dodatkowo białka ogólnego i tłuszczu surowego (tab. 9) oraz zawartość potasu (tab. 10). Najwyższe plony słomy uzyskano na dawce 100 kg·ha⁻¹ N (tab. 8) lub 200 kg·ha⁻¹ N (tab. 9), co zależało od

przebiegu pogody oraz badanego zestawu odmian. W obu doświadczeniach najwyższą zawartość suchej masy w słomie (37,0% i 38,2%) i włókna surowego (28,3% i 36,3%) stwierdzono na obiektach bez nawożenia azotem, a najniższą – na najwyższej dawce azotu (tab. 8 i 9).

Podwyższenie dawki azotu o $200 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$ spowodowało w obu doświadczeniach spadek zawartości suchej masy o 3,6% i 3,0% oraz włókna surowego o 1,4% i 0,7% (tab. 8 i 9). W doświadczeniu z lat 2005÷2005 uzyskano dodatkowo najwyższą zawartość białka ogólnego w suchej masie słomy na obiektach nawożonych dawką $200 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$ (5,77%), a tłuszczu surowego (0,97%) na obiektach z dawką $150 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$ (tab. 9). Najwyższą zawartość magnezu w suchej masie słomy stwierdzono na obiektach z dawką $200 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$ (1,152%), a najniższą – na obiektach bez nawożenia azotem (1,082%) (tab. 10).

Odmiany różniły się plonem suchej masy słomy oraz zawartością suchej masy w słomie, popiołu surowego, związków odżywczych i metali alkalicznych (tab. 8÷10). W badanym zestawie najwyższy plon słomy dała odmiana LG 22.52 – $6,75 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (tab. 8) oraz LG 32.26 – $8,27 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (tab. 9). Najwyższą zawartość suchej masy w słomie miała odmiana Prosna – 36,0% (tab. 8) oraz Banquise – 39,9% (tab. 9).

W doświadczeniu z lat 2002÷2003 (tab. 8) zawartości popiołu u odmian były następujące: najwyższe – LG 21.82 (6,96%) a najniższe – LG 22.52 (6,02%); białka ogólnego – najwyższe – Prosna (4,97%) a najniższe – LG 22.43 (4,47%) i włókna surowego – najwyższe LG 22.52 (28,3%) a najniższe – LG 21.82 (27,1%).

W doświadczeniu z lat 2005÷2006 (tab. 9) zawartości białka ogólnego u odmian były następujące: najwyższe – LG 32.15 (5,64%) a najniższe – LG 22.43 (5,18%); tłuszczu surowego – najwyższe LG 32.26 (0,98%) a najniższe – PT39T68 (0,86%), włókna surowego – najwyższe LG 22.43 (36,3%) a najniższe – LG 32.15 (35,2%) oraz bezazotowych wyciągowych – najwyższe LG 32.15 (44,4%) a najniższe – LG 32.26 i Banquise (43,4%).

Tabela 8. Plon słomy kukurydzy, zawartość suchej masy, popiołu surowego, białka ogólnego, tłuszczu surowego, włókna surowego i bezazotowych wyciągów w suchej masie słomy w latach 2002÷2003

Table 8. The yield of maize straw, dry matter content, crude ash, total protein, crude fat, crude fibre and nitrogenless liftings in the dry mass of straw in the years 2002-2003

Czynnik	Poziom	Plon [dt·ha ⁻¹] i zawartość w suchej masie [%]						
		plon słomy	sucha masa	popiół surowy	białko ogólne	tłuszcz surowy	włókno surowe	beazotowe wyciągowe
Rok	2002	6,84	38,5	5,99	4,14	0,82	28,6	50,0
	2003	4,81	30,9	6,73	5,32	1,77	26,4	51,4
	NIR _{0,05}	0,08 ***	0,4 ***	0,60 *	0,10 ***	0,24 **	0,3 ***	0,3 **
Miejscowości	Wolinia	5,75	34,3	6,39	4,65	1,26	27,9	50,7
	Mieszko- wice	5,91	35,1	6,32	4,82	1,33	27,1	50,7
	NIR _{0,05}	0,08 **	0,4 *	0,60	0,10 *	0,24	0,3 ***	0,3
Termin zbioru	I	5,75	34,3	6,55	4,76	1,35	27,5	50,4
	II	5,91	35,1	6,17	4,71	1,25	27,5	51,0
	NIR _{0,05}	0,08 **	0,4 *	0,60	0,10	0,24	0,3	0,3 **
Dawki azotu [kg·ha ⁻¹]	0	5,88	37,0	6,53	4,70	1,30	28,3	49,8
	100	5,95	34,1	6,25	4,39	1,21	27,8	50,9
	150	5,78	34,4	6,44	4,71	1,27	27,0	51,2
	200	5,69	33,4	6,23	5,16	1,41	26,9	50,9
	NIR _{0,05}	0,10 ***	0,5 ***	0,63	0,53	0,30	0,5 ***	1,2
Odmiany	LG 21.82	4,50	34,2	6,96	4,78	1,37	27,1	50,5
	LG 22.43	6,02	33,7	6,26	4,47	1,28	27,3	51,7
	Prosna	6,04	36,0	6,47	4,97	1,40	27,3	50,7
	LG 22.52	6,75	35,0	6,02	4,73	1,13	28,3	49,9
	NIR _{0,05}	0,15 ***	0,4 ***	0,39 **	0,31 *	0,28	0,8 *	1,3

Istotność przy poziomie ufności: * $\alpha = 0,05$; ** $\alpha = 0,01$; *** $\alpha = 0,001$

Tabela 9. Plonu słomy kukurydzy, zawartość suchej masy, popiołu surowego, białka ogólnego, tłuszczu surowego, włókna surowego i bezazotowych wyciągów w suchej masie słomy w latach 2005÷2006

Table 9. The yield of maize straw, dry matter content, crude ash, total protein, crude fat, crude fibre and nitrogenless liftings in the dry mass of straw in the years 2005-2006

Czynnik	Poziom	Plon [dt·ha ⁻¹] i zawartość w suchej masie [%]						
		plon słomy	sucha masa	popiół surowy	białko ogólne	tłuszcz surowy	włókno surowe	beazotowe wyciągowe
Rok	2005	5,78	31,1	7,55	6,01	0,90	35,6	40,8
	2006	6,49	42,9	6,01	4,84	0,93	36,2	46,3
	NIR _{0,05}	0,09 ***	0,6 ***	0,30* **	0,14 ***	0,04	0,2 ***	0,4** **
Miejscowości	Mścice	5,86	34,9	6,91	4,98	0,92	36,1	44,2
	Mieszko-wice	6,41	39,0	6,65	5,87	0,91	35,8	43,4
	NIR _{0,05}	0,09 ***	0,6 ***	0,30	0,14 ***	0,04	0,2 **	0,4
Dawki azotu [kg·ha ⁻¹]	0	5,67	38,2	6,77	5,09	0,94	36,3	43,8
	50	6,29	37,9	6,63	5,19	0,94	36,2	43,8
	100	6,07	37,1	6,84	5,44	0,88	35,9	43,9
	150	6,14	36,5	6,84	5,65	0,97	35,7	43,8
	200	6,50	35,2	6,80	5,77	0,85	35,6	43,8
	NIR _{0,05}	0,14 ***	0,9 ***	0,47	0,22 ***	0,06 *	0,2 ***	0,7
Odmiany	PR39T68	5,27	37,1	6,77	5,40	0,86	35,9	43,9
	LG 22.43	5,56	36,1	6,48	5,18	0,96	36,3	44,1
	LG 32.26	8,27	34,8	6,86	5,50	0,98	36,2	43,4
	Banquise	4,94	39,9	7,09	5,41	0,89	36,0	43,4
	LG 32.15	6,62	37,0	6,69	5,64	0,88	35,2	44,4
	NIR _{0,05}	0,30 ***	0,8 ***	0,44	0,19 ***	0,07 **	0,5 **	0,7 ***

Istotność przy poziomie ufności: ** $\alpha = 0,01$; *** $\alpha = 0,001$;

Tabela 10. Zawartość w suchej masie słomy fosforu, wapnia, magnezu, potasu i sodu wyciągowych w latach 2005÷2006**Table 10.** The content of phosphorus, calcium, magnesium, potassium and sodium liftings in the dry mass of straw in the years 2005-2006

Czynnik	Poziom	Zawartość w suchej masie słomy[%]				
		fosfor	wapń	magnez	potas	sód
Rok	2005	0,221	0,594	0,161	1,135	0,119
	2006	0,210	0,551	0,167	1,086	0,127
	NIR _{0,05}	0,003 ***	0,023 **	0,004 **	0,020 ***	0,006*
Miejsco- wość	Mścice	0,210	0,563	0,163	1,095	0,124
	Mieszko- wice	0,221	0,582	0,165	1,125	0,122
	NIR _{0,05}	0,003 ***	0,023	0,004	0,020 **	0,006
Dawki azotu [kg·ha ⁻¹]	0	0,213	0,572	0,161	1,082	0,123
	50	0,214	0,574	0,162	1,080	0,123
	100	0,216	0,575	0,162	1,110	0,123
	150	0,218	0,571	0,166	1,126	0,123
	200	0,218	0,571	0,168	1,152	0,124
	NIR _{0,05}	0,004	0,040	0,006	0,031 ***	0,009
Odmiany	PR39T68	0,216	0,584	0,161	1,078	0,129
	LG 22.43	0,216	0,585	0,169	1,096	0,122
	LG 32.26	0,216	0,583	0,163	1,125	0,121
	Banquise	0,216	0,589	0,160	1,118	0,123
	LG 32.15	0,215	0,522	0,166	1,133	0,120
	NIR _{0,05}	0,004	0,020 ***	0,004 ***	0,027 ***	0,004 ***

Istotność przy poziomie ufności: * $\alpha = 0,05$; ** $\alpha = 0,01$; *** $\alpha = 0,001$

Kukurydza bardzo silnie reaguje na warunki pogodowe i dlatego mało stabilnie plonuje w latach. Rejon Pomorza uznany został przez wielu autorów za niesprzyjający do uprawy kukurydzy na ziarno z powodu występowania niskich sum temperatur efektywnych niż w innych rejonach Polski [4] W okresie lat 2001÷2006 każdy sezon wegetacji charakteryzował się innymi warunkami hydrotermicznymi [2]. W badaniach własnych prowadzonych na Pomorzu wykazano najsilniejszy wpływ lat na zawartość suchej masy w słomie w obu

seriach, a przy plonie słomy tylko w serii z lat 2002÷2003. W serii z lat 2005÷2006 efekt lat ustępował efektowi odmian kukurydzy. Bardzo wysoki efekt odmian wyceniono przy zawartości w suchej masie słomy włókna surowego, białka ogólnego, tłuszczu surowego, magnezu i sodu.

Nawożenie azotem uznawane jest za czynnik intensyfikujący produkcję rolniczą. Najsilniejszy wpływ tego czynnika odnotowano przy zawartości białka ogólnego w suchej masie słomy kukurydzy w obu seriach kukurydzy. Duże znaczenia nawożenia azotem uzyskano także przy wpływie na zawartość suchej masy i włókna surowego w słomie w serii 2002÷2003, a w serii 2005÷2006 – przy włóknie surowym oraz zawartości fosforu i potasu w suchej masie. W literaturze najczęściej ocenia się wpływ nawożenia azotem na plon ziarna kukurydzy, pomijając całkowicie jego efekty na plon słomy i jej skład chemiczny [3]. W badaniach własnych plon słomy kukurydzy był najwyższy przy dawkach azotu 100÷200 kg·ha⁻¹. Dawki te obniżały zawartość suchej masy w słomie i włókna surowego, a podwyższały zawartość białka ogólnego. To spostrzeżenie może mieć znaczenie przy doborze odmian i technologii uprawy kukurydzy na ziarno przy jednoczesnym wykorzystaniu słomy do produkcji biogazu. Przy zakiszaniu słomy kukurydzianej do produkcji biogazu decydujące znaczenie ma zawartość suchej masy podczas zbioru kukurydzy (28÷35%) oraz dokładne jej pocięcie na odcinki 4÷6 mm [13].

Procesy przebiegające w fermentatorze biogazowi zbliżone są do tych, które mają miejsce w układzie pokarmowym przeżuwaczy. Dlatego bakterie metanowe reagują tak samo źle na błędy żywieniowe jak zwierzęta przeżuwające [11]. Największą produkcję metanu uzyskuje się przy określonej zawartości w podłożu fermentacyjnym białek, tłuszczu i węglowodanów oraz minimalnej ilości substancji inhibujących. Do inhibitorów fermentacji metanowej zalicza się: sód (6÷30 g·l⁻¹), potas (>3 g·l⁻¹), wapń (>2,8 g·l⁻¹ CaCl₂), magnez (2,4 g·l⁻¹ MgCl₂), jon amonowy (2,7÷10,0 g·l⁻¹), amoniak (0,15 g·l⁻¹), siarka (> 50 mg·l⁻¹ w H₂S; > 100 mg·l⁻¹ S²⁻; 160 mg·l⁻¹ Na₂S), metale ciężkie jako wolne (nikiel od 10 mg·l⁻¹, miedź od 40 mg·l⁻¹, chrom od 130 mg·l⁻¹, ołów od 340 mg·l⁻¹, cynk od 400 mg·l⁻¹) lub w formie węglanowej oraz rozgałęzione kwasy tłuszczowe (kwas izomasłowy w stężeniu od 50 mg·l⁻¹) [11]. Dlatego też analiza chemiczna podłoża ma duże znaczenie przy jego wykorzystaniu w produkcji biogazu.

Przy obecnie stosowanej technologii uprawy kukurydzy na ziarno część biomasy pozostaje na polu w postaci pociętych łodyg. Przy rosnących potrzebach biomasy na cele energetyczne możliwe jest skojarzone wykorzystanie uprawy kukurydzy w schemacie: ziarno paszowe oraz słoma jako surowiec do biogazowni [6, 13]. W omawianej technologii istnieją utrudnienia związane ze specyfiką potrzeb biogazowni w odniesieniu do jakości substratu. Wynikają one z zawartości suchej masy, substancji odżywczych, popiołu i jego oraz techniki zbioru. Najlepszej jakości substrat uzyskuje się z pocięcia łodyg na odcinki 4 do 6 mm przy zawartości 28÷35% suchej masy [13]. Uzyskanie takiej siewki ze słomy przy uprawie kukurydzy na ziarno na Pomorzu jest możliwe, pod warunkiem doboru odpowiedniej odmiany, zastosowanego nawożenia i terminu zbioru. Stąd przy skojarzonej produkcji kukurydzy należy zwracać uwagę na właściwości odmianowe [12]. Drugą barierą jest technologia zbioru. Istniejące maszyny pozwalają na zbiór kukurydzy albo na ziarno, albo na kiszonkę [1]. W skojarzonej technologii uprawy kukurydzy na ziarno brak jest kombajnów zbierających ziarno i tnących jednocześnie słomę na bardzo drobną siewkę. Skojarzona uprawa kukurydzy na ziarno na Pomorzu pozwala na jednoczesną produkcję ziarna paszowego oraz biomasy słomy dla biogazowni. Mieć ona będzie duże znaczenie dla programu „Biogazownia w każdej gminie” [6].

4. Wnioski

1. Skojarzona uprawa kukurydzy na Pomorzu na ziarno z wykorzystaniem słomy jako surowca do biogazowni pozwoliła wyprodukować przeciętnie $4,81 \div 6,84 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ suchej masy słomy.
2. Na zawartość suchej masy w słomie kukurydzy i jej plon największy wpływ miały czynniki losowe związane z przebiegiem pogody w latach i miejscowościach oraz odmiany i dawki azotu.
3. Plon suchej masy słomy wzrastał różnie w seriach badań w miarę wzrostu dawki nawożenia azotem. W latach 2002÷2003 najwyższe plony słomy uzyskano na dawce $100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$, a w latach 2005÷2006 na dawce $200 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$.

4. Najwyższą zawartość suchej masy oraz włókna surowego w słomie uzyskano na obiektach bez nawożenia azotem, a najniższą – na dawce 200 kg·ha⁻¹ N. Odwrotne zależności były przy zawartości białka ogólnego oraz magnezu w suchej masie słomy.
5. Słoma odmian kukurydzy różniła się zawartością suchej masy, popiołu, białka, tłuszczu i włókna surowego oraz bezazotowych wyciągów, a także metali alkalicznych.

Literatura

1. **Dulcet E.(red.):** *Podstawy agrotechnologii*. Wyd. Uczelniane UT-P w Bydgoszczy, ss. 233, 2007.
2. **Kurczyk Z.:** *Stres suszy*. Kukurydza 1(30),19-21, 2007.
3. **Kruczek A.:** *Efektywność nawożenia azotem kukurydzy uprawianej na ziarno w rejonie Wielkopolski*. Roczn. Nauk Rol. 112A (3-4), 183-198, 1997.
4. **Michalski T.:** *Podstawowe problemy agrotechniczne uprawy kukurydzy*. Biul. Inf. Inst. Zootech., 1, 5-18, 2001.
5. **Michalski T.:** *Czy produkcja bioenergii zagraża rynkowi żywności i pasz?* Wieś Jutra 3(128), 8-11, 2009.
6. **Michalski T.:** *Biogazownia w każdej gminie – czy wystarczy surowca*. Wieś Jutra 3(128): 8-11, 2009.
7. **Molga M.:** *Meteorologia rolnicza*. PWRiL Warszawa, 1986.
8. **Miksch K.:** *Biotechnologiczne wykorzystanie słomy*. <http://egie.pl/konwersatorium/agroenergetyka/biotechnologiczne-wykorzystanie-slomy>, 2006.
9. **Popczyk J.:** *Energia ze źródeł odnawialnych w małych i średnich gminach województwa śląskiego*. www.silesia.org.pl/upload_oze/J.Popczyk.pdf, 2008.
10. **Schattauer A., Weiland P.:** *Opis wybranych podłoży*. W: *Biogaz Produkcja Wykorzystanie*. Institut für Energetik und Umwelt gGmbH Leipzig, 109-125, 2005.
11. **Schattauer A., Weiland P.:** *Podstawy w zakresie wiedzy o fermentacji beztlenowej*. W: *Biogaz Produkcja Wykorzystanie*. Institut für Energetik und Umwelt GmbH Leipzig, 5-22, 2005.
12. **Styszko L., Majewski A.:** *Wpływ odmian, nawożenia azotem i lat na plon biogazu i metanu z uprawy kukurydzy na ziarno na Pomorzu*. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol, 1, w druku, 2009.
13. **SYNGENTA Kukurydza NK na biogaz. Jakość się opłaca**. Wyd. Syngenta Seeds Warszawa, ss. 24, 2007.

Maize Straw as a Feedstock for Biogas Production

Abstract

Maize is versatile. It can also be used as an energy plant in the form of grain or silage made of whole plants. A combined use of maize in the form of maize grain used as animal feed, and straw - for the power, mainly on biogas is also suggested. However, such use of corn is limited by content of dry mass and nutrients in the straw.

The aim of this study was to assess the importance of growing seasons, locations, doses of nitrogen and variations in the variability of the chemical composition of straw during cultivation of grain maize in Pomerania.

Material for analysis were the results of strict experiments conducted in the years 2002-2003 and 2006-2005 in three locations (Wolinia near Lębork and Mścice near Koszalin – region III of maize cultivation and Mieszkowice near Kostrzyzna – region II) in private farms. Experiments were established on soil of grade class IIIa-IVb, using method of randomized sub blocks in the dependent system in three repetitions, where level I sub blocks were four to five doses of nitrogen and level II – four to seven varieties of maize.

After harvesting, content of dry mass and dry mass yield of straw were determined. Qualitative composition of straw was determined by analysing following parameters in the dry mass of straw: ash, protein, fat, crude fiber and nitrogenless liftings.

Results of experiments show that the combined cultivation of maize grain in Pomerania with straw usage as raw material for production biogas allowed to produce average of 4.81-6.84 t·ha⁻¹ of straw dry mass. Randomness factors related with weather in years and locations, varieties and nitrogen doses had the biggest impact on the dry mass content in the maize straw and its yield.

Straw dry mass yield increased differently in the series of experiments with increasing doses of nitrogen fertilization. In the years 2002-2003 the highest straw yield was obtained at a dose of 100 kg·ha⁻¹ N, in the years 2005-2006 at a dose of 200 kg·ha⁻¹ N. The highest content of dry mass and crude fibre in the straw was obtained for objects with no nitrogen fertilization, and the lowest – at a dose of 200 kg·ha⁻¹ N. Inverse relationships were obtained at the contents of total protein and magnesium in the dry mass of straw. Straw of maize varieties differed in dry mass, ash, protein, fat and crude fibre and nitrogenless liftings, as well as alkali metals content.



Wpływ sposobu i terminu stosowania osadów komunalnych na skład chemiczny gleby i runi trawników

*Teodor Kitczak, Henryk Czyż, Anna Kiepas-Kokot
Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny, Szczecin*

1. Wstęp

Każdego roku wzrasta liczba ludności objęta zbiorowym odprowadzaniem i oczyszczaniem ścieków, co generuje rosnącą masę powstających komunalnych osadów ściekowych. Prognozy w zakresie wytwarzania osadów wskazują na dynamiczny ich przyrost, który w roku 2015 ma wynieść blisko 650 tys. Mg s.m. Wśród założonych w Krajowym Planie Gospodarki Odpadami celów obejmujących osady ściekowe jest ograniczenie ich unieszkodliwiania na drodze składowania a zwiększenie odzysku nagromadzonej w nich energii w procesach spalania oraz wykorzystanie zawartych w nich składników nawozowych w rolnictwie i rekultywacji gruntów [7].

Ilość przeprowadzonych badań i doświadczeń nad zastosowaniem osadów ściekowych w rolnictwie i rekultywacji gruntów jest ogromna. Właściwości osadów i ich zmienność są dobrze rozpoznane [6]. Zidentyfikowano czynniki ograniczające możliwości nawozowego wykorzystania osadów ściekowych zarówno chemiczne, jak i mikrobiologiczne [8, 3, 11, 10]. Opracowano technologie ich przetwarzania w celu poprawy właściwości fizycznych i dostępności składników pokarmowych [1].

Określono zagrożenia wynikające z akumulacji metali ciężkich zawartych w osadach w tkankach roślinnych [4]. Wciąż jednak osady ściekowe pozostają niekonwencjonalnym nawozem stosowanym w rolnictwie, który wymaga upowszechnienia i przełamania barier mentalnych nad wykorzystaniem tego odpadu w celach nawozowych.

Interesującym aspektem wykorzystania osadów jest ich stosowanie w uprawach wieloletnich, gdzie stopniowo uwalniające się składniki pokarmowe gwarantują wegetację roślin na satysfakcjonującym poziomie. Osady ściekowe mogą być dobrą bazą składników pokarmowych w uprawie traw [4]. Pozostaje określenie ich optymalnych dawek i terminów stosowania, z uwzględnieniem możliwości wystąpienia efektu fitotoksycznego we wrażliwych fazach wzrostu roślin oraz gwarantujących zabezpieczenie środowiska gruntowo-wodnego przed zanieczyszczeniem niewykorzystanymi przez rośliny składnikami.

Celem niniejszej pracy jest wskazanie optymalnego terminu stosowania osadów ściekowych przy zakładaniu trawników, określonego miarą wykorzystania składników nawozowych oraz plonowaniem wybranej mieszanki trawnikowej, z uwzględnieniem zmian struktury runi.

2. Metodyka badań

Badania prowadzono w latach 2004-2008 na gruncie rodzimym – piasku słabo gliniastym, pochodzenia antropogenicznego. Doświadczenie jednoczynnikowe założono w układzie losowanych podbloków, na poletkach o powierzchni 6 m², w czterech replikacjach. Badanym czynnikiem był sposób stosowania osadu

- 1) kontrola, gleba bez osadu,
- 2) osad stosowany dogłębowo jesienią,
- 3) osad stosowany dogłębowo wiosną,
- 4) osad stosowany pogłównie.

Materiałem zastosowanym w doświadczeniu był osad ściekowy z Komunalnej Oczyszczalni Ścieków w Reczu. Na jakość wytwarzanego w tej oczyszczalni osadu rzutuje dopływ ścieków przemysłowych z lokalnej galwanizerni, powodujący obciążenie osadu nadmiarem metali ciężkich zwłaszcza niklu, miedzi i cynku. Zastosowana partia osadu była odwodniona grawitacyjnie i ustabilizowana, wolna od jaj pasożytów jelitowych i bakterii chorobotwórczych.

Mieszankę trawnikową wykorzystaną w doświadczeniu stanowiły następujące trawy: *Poa pratensis* – 60%, odm. „Opal” + *Festuca rubra* – 20%, odm. „Areta” + *Lolium perenne* – 20% , odm. „Pimperal”.

Osad dogłębowo stosowano jesienią – 2003 r. i wiosną 2004 roku 4 tygodnie przed siewem nasion, w dawce 20 Mg ha⁻¹ (powietrznie suchej masy), mieszając go z 10 centymetrową warstwą gruntu rodzimego, a pogłównie, także w ilości 20 Mg ha⁻¹, stosowano po drugim koszeniu (17.07.2004). Nasiona traw wysiewano w pierwszej dekadzie kwietnia 2004 roku, stosując normę wysiewu 2 kg na 100 m². W roku założenia doświadczenia nie stosowano nawożenia mineralnego. W kolejnych latach prowadzenia doświadczenia (2005-2008) na wszystkich poletkach stosowano nawozy mineralne, w dawkach: 60 kg N (30 kg wczesną wiosną oraz 30 kg w III dekadzie czerwca), 40 kg P₂O₅ i 60 kg K₂O – wczesną wiosną.

Na badanych powierzchniach określano plon zielonej masy na m² powierzchni przy każdym terminie koszenia trawników. W kolejnych latach badań trawniki koszone w roku: 2004 - 10, 2005 – 11, 2006 – 10 i 2007 – 8 razy. Skład florystyczny mieszanek trawnikowych określono metodą botaniczno-wagową.

Glebę i komunalny osad ściekowy (przed założeniem doświadczenia) oraz glebę z zastosowanym osadem ściekowym - w każdym roku badań (próby pobierano jesienią po ostatnim terminie koszenia) poddano analizom chemicznym, które obejmowały, określenie składu: Corg, Nog i Sog. - metodą bezpośrednią na analizatorze elementarnym. Określono również zawartość substancji organicznej metodą żarzenia. Odczyn badanej gleby i osadu określono przez potencjometryczny pomiar pH, wykonany w zawiesinie wodnej i roztworze KCl, przy zachowaniu stosunku 1:2,5 (m/V), po 24 godzinnej samoczynnej ekstrakcji. Pomiar przewodnictwa elektrycznego właściwego przeprowadzono konduktometrycznie w zawiesinie wodnej sporządzonej jak dla analizy pH. Wykonano także analizy podstawowych makroelementów i metali ciężkich po uprzedniej mineralizacji próbek w stężonych kwasach mineralnych. Analizom chemicznym poddano także zebrane rośliny oznaczając w ich składzie zawartość takich samych składników jak w glebie i osadzie: N (analiza elementarna), P (met. kolorymetryczna), K (metoda emisyjna), Ca, Cu, Ni, Pb, Zn (metodą absorpcyjną).

Układ warunków meteorologicznych w poszczególnych latach badań był zróżnicowany. Opady atmosferyczne w ciągu okresu wegetacyjnego 2004 roku były nierównomiernie rozłożone. Występowały na przemian okresy suszy i okresy o dużej ilości opadów. Suma opadów wyniosła 355,9 mm i była mniejsza w porównaniu z wieloleciem (391,5mm) o 35,6 mm. Największe sumy opadów wystąpiły w miesiącach: czerwiec (61,0 mm) i lipiec (69,8 mm), najmniejsze w kwietniu (20,7 mm) i wrześniu (33,5 mm). W roku 2005 warunki meteorologiczne w okresie wegetacyjnym charakteryzowały się wyższą temperaturą powietrza ($0,2^{\circ}\text{C}$), niż w wieloleciu ($12,5^{\circ}\text{C}$) oraz małą ilością opadów - 305,8 mm, które były mniejsza niż w wieloleciu o 85,7 mm. Największe sumy opadów wystąpiły w miesiącach: lipiec (76,2 mm) i maj (67,5 mm), a najmniejsze w kwietniu (13,7 mm) i październiku (20,4 mm). Temperatura powietrza w 2006 roku była większa (o $1,2^{\circ}\text{C}$) niż w wieloleciu ($12,5^{\circ}\text{C}$), przy najmniejszej sumie opadów w latach badań, których spasio 295,2 mm i była mniejsza, niż w wieloleciu o 96,3 mm. Największe opady wystąpiły w miesiącach: sierpień (104,0 mm) i maj (42,7 mm), a najniższe w: lipcu (7,3 mm) i kwietniu (21,8 mm). W roku 2007 warunki meteorologiczne w okresie wegetacyjnym charakteryzowały się wyższą temperaturą powietrza (o $1,0^{\circ}\text{C}$) niż w wieloleciu oraz znacznie większej ilości opadów (o 153,7 mm). Największe opady wystąpiły w miesiącach: lipiec (109,0 mm) i sierpień (108,5 mm), a najmniejsze w maj (4,2 mm). W roku 2008 średnie temperatury w okresie wegetacji były nieznacznie niż od tych jakie występowały w wieloleciu, natomiast sumy opadów były wyższe niż w porównywalnym okresie z wielolecia, przy czym największa ich ilość wystąpiła na początku okresu wegetacji tj. w kwietniu (108,6 mm).

3. Omówienie wyników

Wykorzystany w doświadczeniu komunalny osad ściekowy, charakteryzował się wysoką zawartością składników pokarmowych, a jego odczyn był korzystny dla stosowania w uprawie roślin. Jednakże zawierał w swoim składzie ponadnormatywne ilości metali ciężkich, przede wszystkim niklu (Dz. U. 2002, nr 134, poz. 1140) [2]. Zastosowanie dawki $20 \text{ Mg s.m. ha}^{-1}$ (1/10 maksymalnej dawki osadów stosowanych w rekultywacji gruntów) przyczyniło się do wprowadzenia do gleby wysokich

ładunków składników pokarmowych, zwłaszcza azotu i fosforu jak również metali ciężkich (tab. 1 i 2). Zawartość metali ciężkich w osadach ściekowych jest bardzo zmienna, nawet powstających w tej samej oczyszczalni ścieków [8, 6], co powoduje, że podana w pracy charakterystyka użytych w doświadczeniu osadów reprezentuje konkretną ich partię.

Tabela 1. Wybrane właściwości chemiczne gleby i osadu komunalnego

Table 1. Selected chemical properties of soil and sewage sludge

Wyszczególnienie	C org.	N og.	S og.	C:N	S. org.	pH w		Przewodnictwo elektryczne wł. (μS cm ⁻¹)
	(%)				(%)	H ₂ O	KCl	
Gleba bez osadu	3,00	0,10	–	30:1	4,27	7,92	7,65	170,70
Osad komunalny	22,30	2,60	0,50	8,6:1	45,40	6,10	6,00	2317,70

Tabela 2. Zawartości wybranych składników chemicznych w suchej masie gleby i osadu oraz ich ilości wniesione do gleby z osadem (przy dawce - 20 Mg s.m. ha⁻¹)

Table 2. Contents of selected chemical elements in dry matter of soil and sewage sludge and amounts of them introduced into the soil with sewage sludge (in dose 20 Mg s.m. ha⁻¹)

Składnik	Zawartość		Ładunek składników wniesionych do gleby wraz z osadem (kg ha ⁻¹)
	w glebie bez osadu	w osadzie	
N (g kg ⁻¹)	1,0	26,0	520
P (g kg ⁻¹)	1,0	20,7	414
K (g kg ⁻¹)	3,4	1,8	36
Ca (g kg ⁻¹)	59,6	15,0	300
Cu (mg kg ⁻¹)	16,6	1995,5	40
Ni (mg kg ⁻¹)	10,9	844,0	17
Pb (mg kg ⁻¹)	15,5	143,8	3
Zn (mg kg ⁻¹)	81,7	2827,6	46

Plonowanie oraz skład botaniczny runi badanej mieszanki traw, były zróżnicowane terminem zastosowania osadu ściekowego i zmieniały

się wraz z upływem czasu od zastosowania osadu (tab. 3). Uzyskane w ciągu 5 letniego okresu badań plony świeżej masy w warunkach kontrolnych były stabilne (z wyjątkiem stwierdzonego w roku 2008), co wynikało z corocznego uzupełniającego nawożenia mineralnego. Jedynie osad zastosowany pogłównie w 1 roku badań nie wpłynął korzystnie na plonowanie traw. Podobną reakcję roślin w pierwszym roku stosowania osadu stwierdzili Gondek i Filipek-Mazur [3], wskazując na korzystniejsze efekty plonowania roślin przy stosowaniu osadów ściekowych w terminie jesiennym niż wiosennym.

Analiza składu florystycznego wykonana jesienią w pierwszym roku badań (2004) wykazała, że na obiektach z zastosowaną mieszanką typu *Poa pratensis* udział dominanta był zbliżony do przyjętego w metodyce. Także w kolejnych latach badań gatunek dominujący - *Poa pratensis*, zachowywał dużą stabilność i charakteryzował się zbliżonym udziałem wiosną i jesienią. Dotyczyło to wszystkich obiektów. Stwierdzone wartości, obrazujące udział *Poa pratensis* w szacie ogólnej, kształtowały się w przedziale 45,7÷56,7% (tab. 3). We wszystkich obiektach doświadczalnych stwierdzono stopniowe ustępowanie *Lolium perenne*, której udział w runi w ostatnim roku badań (2008) był najmniejszy przy dogłębowym stosowaniu osadu jesienią, a największy utrzymał się przy pogłównym stosowaniu osadu ściekowego. Ubytkowi *Lolium perenne* towarzyszył wzrost udziału wysiewanej w mieszance *Festuca rubra*, a także pojawienie się w runi innych nie wysiewanych gatunków: *Trifolium repens*, *Chenopodium album*, *Medicago lupulina*, *Elymus repens*, *Polygonum aviculare*, *Bromus mollis*, *Poa annua*.

Wprowadzenie do gleby komunalnego osadu ściekowego spowodowało nieznaczne obniżenie pH gleby, wzbogacenie jej w substancję organiczną oraz składniki pokarmowe i jednocześnie spowodowało wzrost obciążenia gleby metalami ciężkimi (tab. 4). Zawartość substancji organicznej w glebie uległa najmniejszemu wzrostowi przy pogłównym zastosowaniu osadu ściekowego, ale w każdym zastosowanym terminie obniżała się w kolejnych latach badań. Zasadniczo osad wprowadzony pogłównie skutkował najmniejszym wzbogaceniem gleby w makroelementy, a równocześnie dużym a często największym wzrostem zawartości metali ciężkich w glebie. Ogólnie poziom koncentracji analizowanych metali ciężkich nie przekraczał standardów jakości gleby dla obszarów użytkowania rolniczego [9].

Tabela 3. Skład botaniczny (%) i plon zielonej masy (kg m⁻²) runi trawnika
Table 3. Botanic composition (%) and yield of green mass (kg m⁻²) of lawn's sward

Gatunki	Lata				
	2004	2005	2006	2007	2008
Kontrola – gleba bez osadu					
<i>Poa pratensis</i>	47,0	51,6	53,2	46,4	46,8
<i>Festuca rubra</i>	21,7	23,1	23,7	27,3	27,1
<i>Lolium perenne</i>	30,0	25,1	22,1	22,1	6,6
Inne gatunki*	1,3	0,2	1,0	4,2	20,5
Plon zielonej masy	6,50	7,20	7,20	7,00	3,90
Osad stosowany doglebowo jesienią					
<i>Poa pratensis</i>	49,5	51,2	52,3	56,7	59,4
<i>Festuca rubra</i>	18,0	19,3	21,6	20,9	25,3
<i>Lolium perenne</i>	31,5	28,2	19,2	14,8	1,3
Inne gatunki*	1,0	1,3	6,9	7,6	14,0
Plon zielonej masy	6,90	7,60	7,90	7,80	6,96
Osad stosowany doglebowo wiosną					
<i>Poa pratensis</i>	51,2	51,8	53,4	55,3	52,8
<i>Festuca rubra</i>	17,6	18,2	19,6	21,4	29,7
<i>Lolium perenne</i>	28,4	27,6	19,6	14,7	7,1
Inne gatunki*	2,8	2,4	7,4	8,6	10,4
Plon zielonej masy	6,12	10,46	10,21	9,98	7,42
Osad stosowany pogłównie					
<i>Poa pratensis</i>	47,6	48,9	52,1	54,8	56,6
<i>Festuca rubra</i>	18,2	19,4	20,7	25,4	24,5
<i>Lolium perenne</i>	32,4	29,6	21,3	14,6	12,6
Inne gatunki*	1,8	2,1	5,9	5,2	6,3
Plon zielonej masy	4,83	9,87	9,38	9,09	7,36
NIR_{0,05} dla plonu	0,69	1,80	1,78	1,46	1,81

**Trifolium repens*, *Chenopodium album*, *Medicago lupulina*, *Elymus repens*, *Polygonum aviculare*, *Bromus mollis*, *Poa annua*

Tabela 4. Zawartości wybranych składników chemicznych w glebie
Table 4. Contents of selected chemical elements in soil

Składnik chemiczny	Sposób stosowania osadu	Lata				
		2004	2005	2006	2007	2008
pH	Gleba bez osadu	7,24	7,22	7,20	7,16	7,12
	Doglebowo – jesienią	6,62	6,64	6,52	6,54	6,51
	Doglebowo – wiosną	6,78	6,72	6,68	6,64	6,54
	Pogłównie	7,02	6,94	6,87	6,86	6,74
Substancja organiczna (%)	Gleba bez osadu	3,56	3,61	3,66	3,69	3,74
	Doglebowo – jesienią	6,23	6,14	5,94	5,87	5,67
	Doglebowo – wiosną	6,48	6,32	6,14	5,98	5,72
	Pogłównie	4,37	4,21	3,87	3,73	3,67
N (g kg s.m.)	Gleba bez osadu	1,02	1,04	1,06	1,07	1,06
	Doglebowo – jesienią	2,02	2,06	2,12	2,21	2,21
	Doglebowo – wiosną	2,06	2,14	2,21	2,23	2,24
	Pogłównie	1,86	1,94	1,96	1,98	1,96
K (g kg s.m.)	Gleba bez osadu	2,17	2,28	2,29	2,29	2,34
	Doglebowo – jesienią	3,08	3,21	3,20	3,11	3,06
	Doglebowo – wiosną	3,12	3,21	3,20	3,11	3,06
	Pogłównie	3,08	3,21	3,20	3,11	3,06
Ca (g kg s.m.)	Gleba bez osadu	0,22	0,26	0,28	0,54	0,55
	Doglebowo – jesienią	0,76	0,72	0,64	0,51	0,53
	Doglebowo – wiosną	0,76	0,72	0,71	0,51	0,52
	Pogłównie	0,69	0,72	0,68	0,53	0,52
Cu (mg kg s.m.)	Gleba bez osadu	8,8	15,6	24,5	15,7	15,1
	Doglebowo – jesienią	15,6	17,6	26,5	39,4	18,6
	Doglebowo – wiosną	28,3	27,3	22,3	19,4	16,5
	Pogłównie	25,1	22,3	22,0	19,4	14,9
Ni (mg kg s.m.)	Gleba bez osadu	6,2	11,6	19,4	10,2	9,4
	Doglebowo – jesienią	10,9	36,7	43,4	28,9	9,4
	Doglebowo – wiosną	6,4	8,6	12,4	10,6	6,3
	Pogłównie	11,3	12,4	10,7	12,8	13,4
Pb (mg kg s.m.)	Gleba bez osadu	7,1	8,6	11,8	15,1	18,2
	Doglebowo – jesienią	10,3	10,6	0,1	18,4	18,7
	Doglebowo – wiosną	11,8	14,6	16,4	18,3	21,7
	Pogłównie	14,2	15,9	17,6	17,9	24,4
Zn (mg kg s.m.)	Gleba bez osadu	27,9	34,8	57,0	79,8	75,3
	Doglebowo – jesienią	33,0	89,6	113,0	104,4	74,9
	Doglebowo – wiosną	64,3	79,5	86,5	94,6	86,4
	Pogłównie	71,2	84,6	78,6	87,6	115,9

Tabela 5. Zawartość wybranych składników chemicznych w runi trawnika
Table 5. Contents of selected chemical elements in lawn's sward

Składnik chemiczny	Sposób stosowania osadu	Lata				
		2004	2005	2006	2007	2008
N (g kg s.m.)	Gleba bez osadu	1,76	2,24	2,37	2,38	2,41
	Doglebowo – jesienią	4,02	4,21	4,16	3,98	3,86
	Doglebowo – wiosną	4,12	4,26	4,16	4,06	3,94
	Pogłównie	3,12	3,21	3,14	3,09	3,02
P (g kg s.m.)	Gleba bez osadu	3,45	3,54	3,78	3,81	3,79
	Doglebowo – jesienią	4,89	4,89	4,82	4,80	4,71
	Doglebowo – wiosną	4,91	4,85	4,95	4,81	4,79
	Pogłównie	4,52	4,64	4,67	4,68	4,62
K (g kg s.m.)	Gleba bez osadu	23,4	24,8	24,3	27,6	26,7
	Doglebowo – jesienią	30,7	28,7	26,4	25,3	24,3
	Doglebowo – wiosną	32,7	31,2	29,7	28,7	28,1
	Pogłównie	29,7	30,1	29,7	28,3	27,4
Ca (g kg s.m.)	Gleba bez osadu	6,00	6,45	7,12	8,67	9,01
	Doglebowo – jesienią	8,90	10,30	11,40	12,30	12,40
	Doglebowo – wiosną	9,41	10,67	10,92	10,71	10,64
	Pogłównie	8,79	9,87	9,64	9,27	8,76
Cu (mg kg s.m.)	Gleba bez osadu	13,4	12,4	11,5	11,8	11,1
	Doglebowo – jesienią	7,0	12,1	16,4	18,8	10,3
	Doglebowo – wiosną	7,0	7,2	7,6	8,2	8,6
	Pogłównie	12,1	10,7	10,3	9,2	8,4
Ni (mg kg s.m.)	Gleba bez osadu	7,6	7,5	7,8	4,0	1,2
	Doglebowo – jesienią	7,9	14,5	25,4	22,4	11,0
	Doglebowo – wiosną	8,4	13,8	17,8	17,6	18,8
	Pogłównie	10,5	12,8	14,6	16,8	17,7
Pb (mg kg s.m.)	Gleba bez osadu	23,1	7,6	0,25	0	0,31
	Doglebowo – jesienią	18,2	7,9	0,25	0	0,94
	Doglebowo – wiosną	16,2	8,4	1,26	0,36	1,41
	Pogłównie	9,71	4,96	4,68	2,89	0,71
Zn (mg kg s.m.)	Gleba bez osadu	46,9	44,3	40,4	44,3	52,3
	Doglebowo – jesienią	30,4	41,9	77,5	90,4	46,1
	Doglebowo – wiosną	42,1	43,7	51,2	46,7	66,3
	Pogłównie	36,7	37,8	38,2	39,9	43,6

Zastosowanie osadów ściekowych w uprawie traw spowodowało znaczący wzrost zawartości azotu w runi trawnikowej, dwukrotnie przekraczając koncentrację stwierdzoną na obiektach bez osadu (tab. 5). Stan

odżywienia traw azotem w 5 letnim okresie badań nie wskazuje na wyczerpywanie się tego składnika zmagazynowanego w osadzie ściekowym. Najmniejsze koncentracje azotu, wśród trzech testowanych terminów stosowania osadu stwierdzono w warunkach jego zastosowania pogłównego. Pobieranie metali ciężkich przez rośliny było różnicowane zarówno terminem zastosowania osadu, jak i kolejnymi pokosami w latach użytkowania trawnika, przy czym nie stwierdzono wyraźnych prawidłowości zmian koncentracji metali ciężkich w tkankach roślin w warunkach przeprowadzonego doświadczenia. Ogólnie poziom koncentracji analizowanych metali ciężkich (Cu, Ni, Pb i Zn) stwierdzony na kombinacjach z osadem był zbliżony do obiektu kontrolnego. W przeprowadzonym doświadczeniu nie potwierdzono zdania Kalebasy, Malinowskiej [4], że osad ściekowy ma wpływ na kumulowanie się metali ciężkich w tkankach traw w kolejnych latach użytkowania trawników.

4. Wnioski

1. Zastosowane w uprawie osady ściekowe, umożliwiły wzrost i rozwój runi trawiastej, w każdym wariantcie badanego terminu nawożenia (przedsiewnie jesienią, przedsiewnie wiosną, pogłównie wiosną).
2. Termin zastosowania osadów miał wpływ na skład runi i wielkość uzyskiwanych plonów. Plonowanie traw było wyższe pod wpływem działania osadów niż samego nawożenia mineralnego. Najmniej korzystne dla plonowania traw w pierwszym roku uprawy było pogłównie nawożenie osadami.
3. W okresie badań stwierdzono stopniowe ustępowanie *Lolium perenne*, której udział w runi w ostatnim roku badań był najniższy przy dogłębowym stosowaniu osadów jesienią a najwyższy utrzymał się przy stosowaniu pogłównym.
4. Wprowadzenie do gleby komunalnych osadów ściekowych spowodowało nieznaczne obniżenie pH gleby, wzbogacenie jej w substancję organiczną oraz składniki pokarmowe a jednocześnie wywołało wzrost obciążenia gleby metalami ciężkimi. Osady wprowadzone pogłównie skutkowały najniższym wzbogaceniem gleby w makroelementy a równocześnie wysokim a często najwyższym wzrostem zawartości metali ciężkich w glebie.
5. Najgorszy stan odżywienia roślin azotem stwierdzono przy pogłównym stosowaniu osadu. Nie stwierdzono wyraźnych prawidłowości

w zmianie koncentracji metali ciężkich w tkankach roślin w zależności od terminu zastosowania osadu.

6. W uprawie traw komunalne osady ściekowe najlepiej stosować przedsięwzięcie (jesienią lub wiosną) a przy nawożeniu pogłównym, w pierwszym roku uprawy, należy stosować uzupełniające nawożenie mineralne.

Literatura

1. **Czekała J., Sawicka A.:** *Przetwarzanie osadu ściekowego z dodatkiem słomy i trocin na produkt bezpieczny dla środowiska*. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, t. 6, z.2 (18), 41-50, 2006.
2. **Dz. U., Nr 134, poz. 1140:** *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 sierpnia 2002 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych*. 2002.
3. **Gondek K., Filipek-Mazur B.:** *Ocena efektywności nawożenia osadami ściekowymi na podstawie plonowania roślin i wykorzystania składników pokarmowych*. Acta Sci. Pol. Formatko Circumietus, 5 (1), 39-50, 2006.
4. **Kalebasa D., Malinowska E.:** *Wpływ nawożenia osadem ściekowym i mocznikiem na zawartość wybranych pierwiastków w trawie *Miscanthus sacchariflorus**. Acta Agrophysica, 11 (3), 657-666, 2008.
5. **Kalebasa D., Malinowska E.:** *Działanie następcze osadu ściekowego zastosowanego do gleby w doświadczeniu wazonowym na zawartość metali ciężkich w trawie *Miscanthus sacchariflorus**. Acta Agrophysica, 13 (2), 377-384, 2009.
6. **Kaniuczak J., Hajduk E., Zamorska J., Ilek M.:** *Charakterystyka osadów ściekowych pod względem przydatności do rolniczego wykorzystania*. Zeszyty Naukowe, Południowo-Wschodni Oddział PTIE z siedzibą w Rzeszowie, PTG Oddział w Rzeszowie, 11, 89-94, 2009.
7. KPGO 2010 Uchwała Rady Ministrów Nr 233 z dnia 29 grudnia 2006 r. w sprawie "Krajowego planu gospodarki odpadami 2010" (M.P. z dnia 29 grudnia 2006 r.)
8. **Ociepa A., Pruszek K., Lach J., Ociepa E.:** *Ocena stosowanych nawozów organicznych i osadów ściekowych pod kątem zanieczyszczania gleb metalami ciężkimi*. Proceedings of EKOpole, Vol. 1, nr 1/2, 195-199, 2007.
9. **Rozp. Min. Środ.** z dnia 9.09., w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi. Dz. Ustaw 2002, 165, poz.1359, 2002
10. **Wilk M., Gworek B.:** *Metale ciężkie w osadach ściekowych*. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, 39, 40-59, 2009.
11. **Zamorska J.:** *Organizmy patogenne w osadach ściekowych*. Zeszyty Naukowe, Południowo-Wschodni Oddział PTIE z siedzibą w Rzeszowie, PTG Oddział w Rzeszowie, z. 9, 91-98, 2007.

Effect of Method and Time of Application of Municipal Sewage Sludge on Chemical Composition of Soil and Lawns' Sward

Abstract

An interesting aspect of the use of sewage sludge is their application in perennial cultivations, where gradually releasing nutrients ensure vegetation plants on a satisfactory level. Sewage sludge may be a good base of nutrients in the cultivation of lawn [4]. It is necessary to determine their optimal doses and times of application, including the possible occurrence of phyto-toxicity effect in the sensitive stages of plant growth and ensuring protection of the ground-water environment from pollution by components unused by plant components.

The one-factor field experiment conducted in 2004-2008, was set up in the spring of 2004 in split-plot configuration in 4 replications, where an area of one plot was 6 m². Sewage sludge was applied in two ways: to the soil in the autumn 2003 and the spring 2004 in dose of 20 Mg s.m. ha⁻¹, which amount was mixed with 10 cm soil layer and in the same dose in top-dressing in the height of summer 2004. To estimate a fertilizer value of sewage sludge it was used lawn-grasses mixture of *Poa pratensis* (*Poa pratensis* 60% "Opal" + *Festuca rubra* 20% "Areta"+ 20% *Lolium perenne* "Pimperal"). No mineral fertilizers were used in the year when the experiment was established. In the next years of research (2005-2008) mineral fertilizers were applied in doses: 60 kg N (30 kg in early spring and 30 kg in III decade of June), 40 kg P₂O₅ and 60 kg K₂O in early spring, on each plot.

Introduction of sewage sludge to the soil caused a little decrease of pH, higher concentration of organic matter and nutrient elements in a soil and simultaneously it triggered off an increase of heavy metal content. On objects fertilized with sewage sludge in top-dressing the lowest content of macroelements and often the biggest increase of heavy metals in soil were observed. No visible changes in concentration of heavy metals in plant tissues in relation to the time of application of sewage sludge were noticed. Retreating of *Lolium perenne* occurred in period of investigations, in the last year of experiment the lowest appearance of this species was noted in sward of objects where sewage sludge was applied to the soil, and the highest one was in top-dressing.

It is best to apply sewage sludge before sowing (autumn or spring) and at topdressing, in the first year of cultivation, use supplementary mineral fertilization.



Stymulowanie personelu na podstawie zrównoważonego systemu wskaźników (BSC)

Arkadiy Ivanov

Moskiewski Państwowy Uniwersytet Dróg Kolejowych

Aleksander Szkarowski
Politechnika Koszalińska

Vera Nikolaeva
Sp. z o.o. Vega, Moskwa

1. Wstęp

Przejęcie od intuitywnych i sytuacyjnych metod zarządzania do managementu naukowego jest jednym z warunków wyprowadzania przedsiębiorstw z sytuacji kryzysowych. Jak wynika z doświadczenia światowego, efektywną metodą stworzenia, wdrożenia i kontroli przedsiębiorczości jest system *Balanced Scorecard* (BSC) – **Zrównoważony System Wskaźników** rozwoju firmy. Celem niniejszej publikacji jest rozpatrzenie istoty i znaczenia tego systemu w strategicznym zarządzaniu przedsiębiorstwem oraz analiza zalet nowego podejścia, jako narzędzia w stymulowaniu pracy personelu.

Należy zauważyć, że w specjalistycznej terminologii krajowej często używana jest nieprawidłowa definicja „Zrównoważona Karta Wyników”. Stosowanie terminu „wynik” zamiast „wskaźnik” jest według autorów nie do przyjęcia, ponieważ wynik oznacza końcowy rezultat działalności, natomiast stosowanie BSC oznacza strategię zarządzania

w celu osiągnięcia przyszłych wyników. Również bezpośrednie tłumaczenie słowa „*Card*” w oderwaniu od „*Scorecard*” jest typowym błędem, ponieważ w obróbce danych całe to słowo tłumaczy się, jako „System Wskaźników”. Aby uniknąć niepotrzebnych rozbieżności w terminologii autorzy zostają przy definicji „Zrównoważony System Wskaźników”, stosując przy tym angielski skrót BSC.

2. Istota koncepcji BSC

Koncepcja BSC jest dość prosta i polega na kształtowaniu strategii rozwoju firmy i następnie realizacji tej strategii z uwzględnieniem bieżących wyników w przekroju kluczowych kierunków działalności przedsiębiorstwa [1, 2]. W praktyce jest to mechanizm konsekwentnego uświadamiania personelowi strategicznych celów firmy oraz kontrole ich osiągnięcia przez tak zwane Kluczowe Wskaźniki Efektywności (ang. *Key Performance Indicator* – KPI).

W gruncie rzeczy wskaźniki te są miernikami osiągalności celów, a także charakterystykami efektywności procesów biznesowych i pracy każdego pracownika osobno. W takim kontekście system BSC jest narzędziem zarządzania nie tylko strategicznego, ale również operacyjnego.

Zaletą BSC jest to, że stosujące go przedsiębiorstwo otrzymuje system współrzędnych swojej działalności odpowiednio do realizowanej strategii na wszystkich poziomach zarządzania. Wszystkie zasoby przedsiębiorstwa, a także cały zespół pracowników, przez system motywacji ściśle związane z KPI, są w swojej codziennej pracy zorientowane na realizacji strategii rozwoju firmy.

Ideologia ta znana jest od dawna i rozpowszechniona jest opinia, że nie trzeba opracowywać żadnych nowych strategii zarządzania. Wystarczy przestudiować istniejące wzorce strategii, szeroko znane z praktyki i opisane w literaturze (tab. 1). Stosując te strategie ramowe można zbudować własną strategię, najbardziej pasującą do konkretnych warunków działalności.

Mimo to tylko nieliczne kompanie opracowują i skutecznie realizują własną strategię, osiągając kluczowe wyniki. Przyczyną większości nieudanych prób są liczne błędy personelu podczas realizacji strategii pod kątem osiągnięcia zdefiniowanych celów. W znacznej mierze można to wytłumaczyć nie uzgodnieniem planów strategicznych z bieżącymi

zadaniami stawianymi personelowi. Jak wykazuje doświadczenie, głównymi przyczynami niepowodzenia w realizacji strategii firmy są:

- większość personelu nie kojarzy wyników swojej pracy ze strategicznymi celami kompanii;
- znaczna ilość firm nastawia swój budżet na działalność bieżącą, a nie na cele rozwoju przedsiębiorstwa;
- większość wskaźników efektywności działalności kompanii nie jest związana z potrzebą osiągnięcia strategicznych celów rozwoju;
- zazwyczaj opracowuje się małą ilość wewnątrz korporacyjnych programów zorientowanych perspektywicznie.

Tabela 1. Wzorce strategii

Table 1. Standards of strategies

Nazwa strategii	Opis strategii	Istota strategii
Strategia skupionego rozwoju	Zmiany produktu i położenia na rynku nie dotyczą technologii, branży i statusu przedsiębiorstwa	Rozwój rynku Rozwój produkcji
Strategia zintegrowanego rozwoju	Rozwój przedsiębiorstwa przez nowe struktury Oferowanie nowych produktów	Pionowa integracja Pozioma integracja
Strategia zdywersyfikowanego rozwoju	Opanowanie nowego rynku Opanowanie nowej branży	Rozszerzenie strefy wpływu przez nowe rynki i nowe produkty
Strategia redukcji	Przegrupowanie sił i podwyższenie sprawności w warunkach sytuacji kryzysowych	Likwidacja przedsiębiorstwa Redukcja wydatków Reorganizacja

Źródło: Ekonomia Biznesu. Moskwa. Nr 50(06), 2007, s. 3.

Powyższe przyczyny oznaczają, że personel nie zna celów strategicznych firmy lub nie kojarzy ich ze swoją bieżącą działalnością, a podział zasobów i środków budżetowych niezwiązany jest ze strategią rozwoju. Kontrola działalności obejmuje nie wszystkie ważne dla biznesu kierunki i wskaźniki rozwoju, a motywacja pracowników skierowana jest wyłącznie na wykonanie bieżących planów.

3. Przesłanki wdrażania BSC

Badania wykonane w latach 80-tych XX wieku wykazały, iż kompanie nastawiane są wyłącznie na rachunkowość i wskaźniki finansowe: kapitalizację firmy, zwiększenie wartości dodanej itp. Nie zawsze uwzględniano, że sukces firmy wyznacza nie tylko efektywne wykorzystanie materialnych aktywów i środków pieniężnych, ale także jakość zarządzania niematerialnymi aktywami i ryzykami, reakcją na popyt i oczekiwania zainteresowanych osób, z którymi współpracę kierownictwo kompanii uważa za istotne na danym etapie, na przykład – podtrzymanie wysokiej reputacji biznesowej [1-6]. Dość często osiągnięciu celów w ujęciu krótkoterminowym towarzyszy zmniejszenie wydatków na szkolenie personelu, marketing i obsługę klientów, co w okresie długoterminowym negatywnie wpływa na ogólny stan finansowy kompanii. Szczegółowe rozpatrzenie tych zagadnień zainteresowany Czytelnik znajdzie w specjalistycznej literaturze [4].

Przeprowadzono również wiele innych badań mających na celu opracowanie narzędzi bazujących na innych wskaźnikach niż typowe wskaźniki finansowe i rachunkowe oraz uwzględniających kapitał ludzki w bilansach i sprawozdaniach finansowych. Należą do nich przede wszystkim Zarządzanie wartością firmy (ang. *Value Based Management* – VBM) i Ekonomiczna wartość dodana (ang. *Economic Value Added* – EVA).

Drugim ważnym wnioskiem tej analizy było to, że pracownicy zarządzania często nie rozumieją swojej roli w realizacji strategii korporacyjnej i nie mają motywacji do jej osiągnięcia. Jako narzędzie do rozwiązywania tych problemów została opracowana koncepcja Zrównoważonego Systemu Wskaźników BSC.

System BSC ma cztery projekcje, z których każda kojarzona jest z kluczowymi pytaniami funkcjonowania przedsiębiorstwa. Odpowiedzi na te pytania stanowią cele, których osiągnięcie będzie świadczyć o postępie na drodze realizacji całej strategii rozwoju (tab. 2).

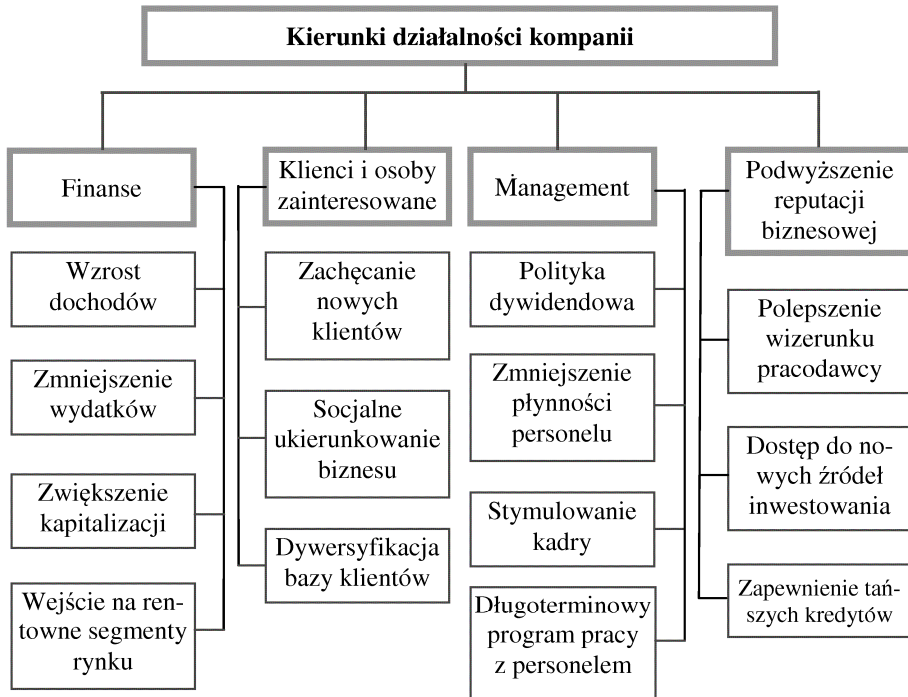
Między tymi projekcjami należy ustalić współzależności i kolejność realizacji kluczowych kierunków działalności kompanii. Na pierwszym etapie określa się finansowe cele, orientacyjne punkty rozwoju i doskonalenia procesów produkcyjnych. Następnie wyznacza się zbiór problemów związanych z zachęcaniem klientów, opracowaniem środków

zapewniających lepszy wizerunek produkcji lub usług kompanii. Następnie zaczyna się poszukiwanie środków i metod osiągnięcia zdefiniowanych celów. Na tym etapie definiuje się środki doskonalenia wewnętrznych procesów biznesowych, które należy zrealizować w celu stworzenia nowych produktów i usług, polepszenia ich walorów użytkowych itp. W znacznej mierze zależy to od technologii, kwalifikacji i doświadczenia pracowników, klimatu w zespole i innych wieloznacznych czynników. Przykładowy schemat opracowania celów dla poszczególnych projekcji BSC przedstawiono na rys. 1.

Tabela 2. Projekcje strategicznie ważnych kierunków działalności kompanii
Table 2. Projections of the strategically important directions of the company activity

Projekcja	Kluczowe kierunki realizacji
Finanse	Wpływ opracowanej strategii na stan finansowy i stateczność kompanii
Baza klientów	Podtrzymanie reputacji biznesowej kompanii wśród zainteresowanych osób
Procesy produkcyjne	Ocena stanu i perspektyw rozwoju strategicznie ważnych procesów biznesowych
Szkolenie i rozwój personelu	Opracowanie programów pracy z personelem w celu realizacji strategii rozwoju

Źródło: Opracowanie własne



Rys. 1. Przykładowe opracowanie celów dla różnych kierunków działalności firmy; *Źródło: Opracowanie własne*

Fig. 1. Example of purposes for different directions of the company activity

4. Instrumentarium BSC

W koncepcji BSC bilans ma charakter wieloznaczny, bowiem łączy w sobie związki między wskaźnikami finansowymi i innymi charakterystykami działalności produkcyjnej, między zagadnieniami strategicznymi i bieżącymi zadaniami zarządzania, a także między wewnętrznymi i zewnętrznymi zagadnieniami pracy przedsiębiorstwa i jego oddziałów.

W celu skutecznego rozwiązywania tych zagadnień w ramach BSC opracowano określone metody i sposoby [5].

Przede wszystkim metodologia BSC posiada wygodne i obrazowe narzędzie – **Mapę Strategiczną** (ang. *Strategy Map*) [6]. W tej mapie opisywane są związki przyczynowo-skutkowe pomiędzy celami strategicznymi według kluczowych perspektyw rozwoju: finanse, klienci, procesy biznesowe, personel (tab. 3).

Tabela 3. Przykładowe wskaźniki różnych projekcji do opracowania map strategicznych

Table 3. Examples of the indices of different projections for developing the strategic maps

Projekcja	Wskaźniki i indykatory
Finanse	Aktywa materialne Aktywa niematerialne Aktywa ogółem na jednego pracownika Stosunek zysku do stanu aktywów Zysk na jednego pracownika Wartość dodana
Baza klientów	Liczba klientów Średnie obroty na jednego klienta Indeks lojalności klientów Indeks zadowolenia klientów Płynność klientów
Procesy produkcyjne	Wzrost wydajności pracy Objętości produkcji Doskonalenie technologii Wykorzystanie IT-technologii Logistyka Obrotowość zapasów
Szkolenie i rozwój personelu	Płynność personelu Programy nauczania Wydatki na szkolenie Indeks zadowolenia pracowników

Źródło: Opracowanie własne

Cele kompanii (lub jej oddziału) powinny być opisane i przedstawione w ujęciu tych perspektyw. Analogicznie formalizowane są działania personelu ze względu na realizację nie tylko zadań bieżących, ale także perspektywicznych kierunków rozwoju firmy lub oddziału.

Mapa strategiczna pozwala oszacować perspektywy, cele i wskaźniki działalności firmy lub jej oddziału, a także przeanalizować związki przyczynowo-skutkowe między rozpatrywanymi wskaźnikami działalności. To z kolei daje możliwość każdemu pracownikowi czy całemu ze-

społowi uświadomić ich rolę w realizacji strategii. Mapa może być opracowana dla dowolnego oddziału i każdy wykonawca może widzieć swoje miejsce lub współdziałal w realizacji wspólnej strategii rozwoju firmy.

Kolejnym ważnym narzędziem BSC jest Temat Strategiczny (ang. *Strategy Theme*). Jest to zgrupowany zespół jednakowych celów i wskaźników skuteczności działań. Takie połączenie wskaźników daje możliwość uczynienia strategii bardziej zrozumiałej i przystępnej. Punktem wyjściowym jest tu wstępna analiza, pozwala ona, bowiem ujawnić podstawowe czynniki mające wpływ na osiągnięcie celów strategicznych. Analiza czynników wpływu wykonywana jest nie tylko na górnym poziomie zarządzania, ale także na poziomach poszczególnych kierunków działalności firmy (produkcja, finance, marketing, logistyka, IT-technologie, personel itp.).

Niestety Koncepcja BSC nierzadko pojmowana jest wyłącznie, jako środek grupowania kluczowych wskaźników działalności według rozpatrywanych projekcji. Na przykład, wskaźniki finansowego stanu kompanii uzupełnia się przez socjalne wskaźniki lub indykatory. W rzeczywistości BSP skupia całą strategię rozwoju i jej komponenty na celach związanych z różnymi kierunkami działalności kompanii. Integracja indywidualnych celów należących do różnych kierunków pozwala ujawnić związki przyczynowo-skutkowe. Przykładowo, rozpatrywane mogą być następujące cele:

- precyzyjna definicja strategii;
- uzgodnienie strategii firmy i zagadnień pracy personelu;
- związek celów z budżetem kompanii i jej oddziałów;
- identyfikacja projektów i zagadnień;
- regularna kontrola oddziałów (służb) kompanii w celu ujawnienia potrzeby wprowadzenia korekt itp.

W ramach instrumentarium BCS należy odróżniać wskaźniki, które określają bieżące wyniki, a także wskaźniki związane z procesami, które sprzyjają otrzymaniu zaplanowanych rezultatów. Te grupy wskaźników należy ściśle powiązać między sobą, ponieważ najczęściej w celu osiągnięcia wysokich wyników w pierwszej grupie (na przykład, otrzymanie określonego poziomu wydajności pracy), należy realizować program podwyższenia wskaźników z drugiej grupy (przykładowo – zapewnić wymagane optymalne obciążenie sprzętu).

5. Zalety i korzyści BSC

Jedną z niewątpliwych zalet BSC jest zapewnienie kontroli osiągnięcia zarówno celów finansowych, jak i niefinansowych (zwiększenie poznawalności marki, wzrost reputacji biznesowej, zapewnienia lojalności klientów, podwyższenie stopnia zadowolenia i kwalifikacji pracowników itp.), które są często ważniejsze dla rozwoju kompanii od bieżących wskaźników finansowych [7, 8]. Poza tym metodologia BSC posiada dokładny mechanizm konwersji strategii w operacyjne działania pracowników, co pozwala wypełnić istniejącą w wielu firmach niespójność pomiędzy opracowaną strategią a jej realizacją.

Rozpatrzmy podstawowe korzyści, które uzyskują zainteresowane strony od zastosowania koncepcji strategicznego zarządzania [8]. Dla kompanii wdrożenie BSC pozwala:

- kompleksowo i obrazowo opisać strategię rozwoju;
- zorientować działalność firmy na osiągnięcie zdefiniowanych celów;
- przekazać cele strategiczne na poziom operacyjnego zarządzania;
- zapewnić system operacyjnej kontroli rozwiązywania zagadnień bieżących i perspektywicznych przy pomocy map strategicznych;
- prowadzić ciągły monitoring realizacji zdefiniowanych celów, projektów i procesów;
- sterować nie finansowymi kierunkami działalności w celu osiągnięcia wyników finansowych;
- dokonywać podziału zasobów kompanii zgodnie z priorytetami strategicznymi;
- zapewniać uzasadnione, bardziej prawidłowe i dokładne decyzje menadżerów.

Dla właścicieli firmy wykorzystanie systemu strategicznego zarządzania stanowi:

- efektywne narzędzie do definiowania celów, zagadnień oraz kontroli ich osiągnięcia;
- wyrazisty program działań i zrozumiałe punkty orientacyjne w postaci map strategicznych dla pracowników zarządzania;
- sprawne narzędzie do wyeliminowania sprzeczności w spojrzeniu na cele i środki do ich osiągnięcia;

- obrazowy system punktów orientacyjnych do ustalania równowagi między inwestycjami a bieżącymi kosztami.

Z kolei korzyści dla pracowników polegają na tym, że:

- personel prawidłowo rozumie strategię kompanii i może oszacować swój udział w jej osiągnięciu;
- menedżerowie rozumieją, po co pracują a system motywacji zbudowany jest w ujęciu długoterminowym;
- dla pracowników zrozumiałą jest mechanizm oceny efektywności ich działalności, czyli w tej ocenie brakuje czynnika subiektywnego.

6. Stymulowanie personelu zorientowane na strategiczne cele

Motywacja (stymulowanie pieniężne) na bazie BSC jest realnym regulatorem, zbudowanym na strategicznych planach kompanii, zorientowanym na osiągnięcie jej bieżących i perspektywicznych celów. W odróżnieniu od ustalonego wynagrodzenia (pensji) zmienna część opłaty na podstawie map strategicznych stymuluje nie tylko bardziej jakościowe pełnienie obowiązków służbowych, a także dążenie do realnego wkładu w osiągnięcie strategicznych celów kompanii. System motywacji pracownika, zorientowany na strategię rozwoju firmy, ostatecznie składa się z zestawu map strategicznych, za które ten pracownik odpowiada, natomiast ocena ich realizacji wpływa bezpośrednio na końcowe wynagrodzenie (rys. 2). Nietrudno jest zauważyć, że podejmowanie prawidłowych decyzji w tym zakresie wyraźnie przemieszcza się do sfery psychologii [9].

W nowoczesnej literaturze taki sposób stymulowania personelu nazywa się „grading”. Ilość map strategicznych dla różnych kategorii pracowników stanowi: 7-12 na poziomie kierownictwa kompanii i jej filii; 5-7 na poziomie kierowników oddziałów; 3-5 dla poszczególnych pracowników [10].

Rozmiar premii (bonusu) S_b za skuteczne wykonanie planu pracy z uwzględnieniem map strategicznych można ustalić według następującego wzoru:

$$S_b = W_o \left(\sum_{i=1}^n k_i \cdot a_i \right),$$

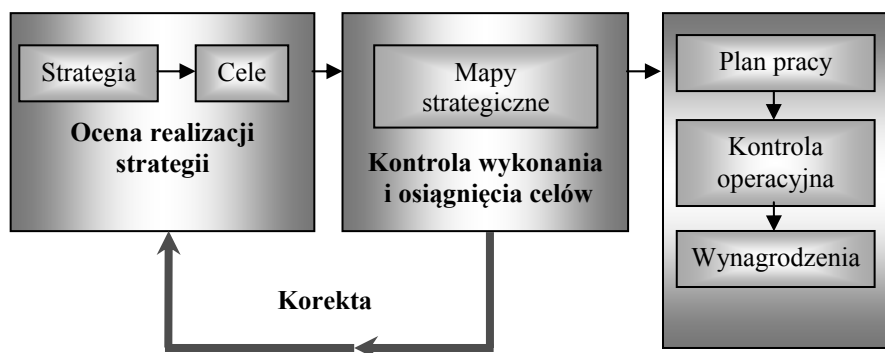
gdzie:

W_o – ustalone wynagrodzenie etatowe pracownika;

k_i – współczynnik korygujący, zależny od stopnia i jakości wykonania prac wykonanych przez pracownika według i -tej mapy strategicznej;

a_i –waga współczynnika, która zależy od stopnia ważności tych prac;

n – ilość map strategicznych pracownika.



Rys. 2. Ideowy schemat stymulowania personelu; *Źródło: Opracowanie własne*
Fig. 2. Concept scheme of the Staff Encouragement

Przy tym spełniany powinien być warunek $\sum_{i=1}^n a_i = 1$, czyli suma

wszystkich „wag” musi stanowić pełną grupę (co stanowi warunek premiowania). Znaczenia współczynników korygujących i ich waga ustala się indywidualnie dla każdej firmy i powinny być znane pracownikom.

Zatem BSC daje możliwość połączenia strategii rozwoju firmy z zespołem wskaźników (indykatorów), opracowanych indywidualnie dla różnych poziomów, oddziałów i pracowników. Znaczenie BSC polega głównie na zwiększeniu roli strategii biznesu, formalizacji i uświadamianiu przez każdego pracownika celów i zadań jego działalności, zapewnieniu monitoringu i związku odwrotnego w celu śledzenia i generowania nowych inicjatyw wśród pracowników, zachęcania personelu do dobrych wyników pracy poprzez uzasadnione wynagrodzenie dodatkowe.

Obecnie w większości kompanii kierownictwo rozumie, iż w warunkach deficytu kadry należy utrzymywać wysoką reputację biznesową firmy, jako dobrego pracodawcy. To daje przewagę w sprawie naboru personelu, zmniejsza wydatki dzięki obniżeniu płynności kadry i polep-

sza wyniki finansowe, ponieważ pracownicy lojalni pracują bardziej wydajnie. Wiadomo, że kompanii uzyskują przewagę konkurencyjną na rynkach zasobów, w tym ludzkich, tylko w przypadku, jeśli reputacja firmy kojarzona jest z sukcesem jej pracowników.

Wizerunek pracodawcy (ang. *employer brand*) jest pojęciem węższym od biznesowej reputacji kompanii, jako producenta. Nastawiany on jest na zachęcanie potencjalnych i utrzymanie istniejących pracowników. Przy tym wysoka i stabilna reputacja biznesowa (*goodwill*) sprzyja osiągnięciu dobrego wizerunku pracodawcy.

Zauważmy tu, że problemy stosunków i współzależności kategorii „brand” i „reputacja biznesowa” jeszcze niezbadane są w nauce krajowej w wystarczającym stopniu. Jeśli kompania dąży do bycia liderem na rynku, to jej imię powinno kojarzyć się z klarowną wewnętrzną strukturą organizacyjną, jak również z dobrymi warunkami pracy. Pracownikom takiej firmy łatwiej jest zrozumieć, z czego się składa ich wynagrodzenie, jak mogą oni awansować na drodze kariery, jako są wymagane do tego cechy. Poza tym, jeśli człowiek pracuje w znanej firmie (w tym na szczeblu regionalnym), to pomaga zaspokoić swoistą dla większości ludzi potrzebę szacunku i uznania społecznego. Natomiast firma o znanym imieniu, lecz o złej reputacji pracodawcy raczej nie będzie miała napływu chętnych nowych pracowników.

Nie podlega wątpliwości, że warunki pracy i wszystko, co jest obiecanie pracownikom powinno być spełnione. W przypadku tak zwanych podwójnych standardów utrzymać przez dłuższy czas renomę dobrego pracodawcy nie jest możliwe. Jeśli w kompanii zaczynają się poważne zmiany (opóźnienie wypłaty wynagrodzenia, zmiana właściciela, zmiany w polityce kadrowej), personel zaczyna aktywnie poszukiwać nowych miejsc pracy. Jako pierwsze dowiadują się o tym właśnie agencje rekrutacyjne. A taka firma od razu staje się w pewnym sensie „donorem” dla kompanii konkurencyjnych. Skutecznie walczyć z tym można tylko wyraźnie budując strategię kadrową (motywację personelu, szkolenie, system awansowania itp.). Ważne jest również razem ze specjalistami do spraw reklamy umieszczanie w środkach masowego przekazu materiałów, które charakteryzowałyby firmę właśnie pod kątem atrakcyjnego pracodawcy.

7. Nowoczesne trendy w zakresie doboru personelu

W ostatnich czasach metody i etapy naboru specjalistów, zwłaszcza wyższej kwalifikacji, skupione są głównie w specjalizowanych agencjach kadrowych, świadczących usługi w zakresie *headhuntingu* (angielski wyraz oznaczający dosłownie „polowanie na głowy”) [11]. Tak przyjęto jest nazywać pomoc w rozwiązywaniu problemów kryzysu w zarządzaniu różnego stopnia. Doświadczeni specjaliści takich agencji razem z zamawiającymi, którymi są właściciele kompanii, doznających takie problemy, opracowują nowe struktury zarządzania, znajdują specjalistów zdolnych zrealizować wyznaczone plany. Przy tym stosowane są rozmaite metody poszukiwania, których podstawę stanowią zgromadzona profesjonalna wiedza i znajomości konsultantów, dogłębna wiedza zjawisk zachodzących w tym sektorze gospodarki oraz w samej kompanii.

Celem *headhuntingu* jest odnalezienie najlepszych kandydatów na powstały wakans. Każdy wakans jest unikatowy, ponieważ powstaje w konkretnej firmie, w określonej chwili czasu. Nie ma dwóch jednakowych firm o takich samych wymaganiach wobec specjalistów na konkretne wakanse. Dla tego, dobierając kandydata, konsultant musi „przewadzić” specjalistę aż się skończy termin „gwarancyjny”. Dla podobnych projektów stanowi to co najmniej 6 miesięcy. Poza tym konsultant powinien występować arbitrem dla obu stron, pomagając znajdować rozwiązania powstających problemów i konfliktów lokalnych, które nieuniknione są na początkowych etapach pracy.

Podsumowując można zauważyć, iż wynik każdego projektu jest owocem działalności wielu ludzi, całego zespołu realizującego ten projekt. Ich ekskluzywna praca, podobnie jak każda praca sporo kosztuje, czas i rezultaty każdego projektu są z góry nie przewidywalne. Można rozwiązać zagadnienie posługując się pierwszym lepszym „kandydatem”, można natomiast stracić znacznie więcej czasu i zmienić kilka kierunków poszukiwań, zanim się uda znaleźć jedyne odpowiedniego specjalistę. To wszystko wyjaśnia, dlaczego usługi *headhuntingu* są dosyć drogie i przystępne są raczej dla dużych kompanii.

Literatura

1. **Kaplan R., Norton D.:** *Balanced Scorecard: Translating Strategy into Action*. Harvard Business School Press. Boston, 1996.
2. **Scheiderman Arthur M.:** *The First Balanced Scorecard*. http://www.schneiderman.com/Concepts/The_First_Balanced_Scorecard/BSC_INTRO_AND_CONTENTS.htm.
3. **Ivanov A., Bykova Yu.:** *Goodwill (Business Reputation) in Environment Protection Business*. The Environment Protection. Annual set. Vol. 8, 2006. Koszalin. Poland. P. 191-201.
4. **Mazur N.I. i inni.:** *Management korporacyjny*. Wyd. Wyższa Szkoła. Moskwa, 2003.
5. **Gerszun A., Gorski M.:** *Technologie zrównoważonego zarządzania*. Wyd. Olimp-Biznes. Moskwa, 2006.
6. **Kaplan R., Norton D.:** *Strategy maps: Converting intangible assets into tangible outcomes*. Harvard Business School Press. Boston, 2004.
7. **Kaplan R., Norton D.:** *The Strategy-focused Organization: How Balanced Scorecard Companies thrive in the new business environment*. Harvard Business School Press. Boston, 2001.
8. **Meskon M.H.:** *Podstawy managementu*. Wyd. Delo. Moskwa, 1992.
9. **Harvey R.J.:** *Job analysis*. In: M. D. Dunnette & L. Hough (Eds). *Handbook of Industrial and Organizational Psychology*. Consulting Psychologists Press. Palo Alto, 1991.
10. **Lapteva A.:** *Grading, jako narzędzie motywacji personelu*. *Gazeta finansowa*. Wydanie regionalne. Nr 33, 2008.
11. **Solovyev. R.:** *Headhunting: sposoby i etapy doboru specjalistów*. *Gazeta finansowa*. Wydanie regionalne. Nr 30, 2008.

Staff Encouragement Based on the Balanced Scorecard

Abstract

An effective method of creation, adaptation and control of entrepreneurship is the Balanced Scorecard (BSC) of a company development.

The (BSC) is semi-standard structured report supported by proven design methods and automation tools. It can be used by managers to keep track of the execution of activities by staff within their control and monitor the consequences arising from these actions. It is perhaps the best known of several such frameworks, and was widely adopted in the world.

The concept of the BSC is based on forming a company development strategy and its subsequent realization with consideration of the current results of the key directions of the company's activities. In practice, it is a strategic performance management tool and mechanism of consistent understanding by the personnel of the strategic goals of the company and of the controls of their achievement through the so called Key Performance Indicator (KPI). Those indicators are the measure of the goals' achievability and, also, the characteristics of the business processes and of the work of each individual employee.

The core characteristic of the BSC and its derivatives is the presentation of a mixture of financial and non-financial measures each compared to a 'target' value within a single concise report. The report is not meant to be a replacement for traditional financial or operational reports, rather a succinct summary that captures the information most relevant to those reading it. It is the methods by which this 'most relevant' information is determined (i.e. the design processes used to select the content) that most differentiates the various versions of the tool in circulation.

This ideology has been known for a long time and an opinion is widespread that there is no need of developing any new strategies of management. It is enough to study the existing models of strategy that are widely known and described in literature (Table 1). By using those strategies, one is able to create their own that is the most appropriate for the particular conditions of activity.

The BSI system has four projections, each of which is associated with the key questions of functioning of the company. The answers to those questions are the objectives, the achievement of which will be the evidence of progress on the way to realization of the whole strategy of development (Table 2). Mutual dependencies must be established between those projections as well as the order of realization of the key directions of the company's activity. An example of the objective development scheme for particular projections is depicted in Drawing 1.

Certain methods and tricks have been developed within the BSI for the purpose of effective solution of those questions. First of all, the BSI methodology has convenient and graphic tool -the Strategic Map. This Map describes the cause-effect relations between the strategic goals according to the key development prospects: finances, clients, business processes and personnel (Table 3).

The other important tool of the BSI is the Strategic Topic. It is the consolidated group of identical goals and indicators of the activity effectiveness. Such combination of indicators allows making the strategy more understandable and accessible.

Motivation (financial stimulation) based on the BSI is a real regulator built on the company's strategic plans and oriented towards achieving of the current and prospective objectives. The system of employee motivation, oriented towards the company development strategy, consists of a set of strategic maps, which this employee is responsible for, and the evaluation of their realisation directly influences the final remuneration (Drawing 2).

In the recent time the methods and stages of recruitment of specialists, particularly of the highest qualifications, have been concentrated in the specialised employment agencies that render services in the line of *headhunting*. The aim of headhunting is finding the best candidates for an open position. Each open position is unique because it appears in a particular company in a particular moment in time. There are no two identical companies with identical requirements for the specialists for particular positions.



12

Wpływ małej zapory na zmiany składu ichtiofauny w cieku Sitna w ciągu 9 lat (otulina Drawieńskiego Parku Narodowego)

*Robert Czerniawski, Józef Domagała,
Małgorzata Pilecka-Rapacz, Tomasz Krepski
Uniwersytet Szczeciński*

1. Wstęp

Wielu autorów wskazuje na negatywny wpływ budowli hydrotechnicznych na strukturę nie tylko ichtiofauny, ale również innych organizmów wodnych [14÷16]. Dotyczy to szczególnie poprzecznych przegród wód płynących dzielących ciek na dwie różne pod względem hydrologicznym, biologicznym i ekologicznym części [2, 13]. W wyniku zabudowy rzeki dochodzi do zasadniczych dla organizmów wodnych zmian. Powstaje wówczas bariera ekologiczna z siedliskiem niesprzyjającym do wymagań większości organizmów typowych dla wód płynących [11].

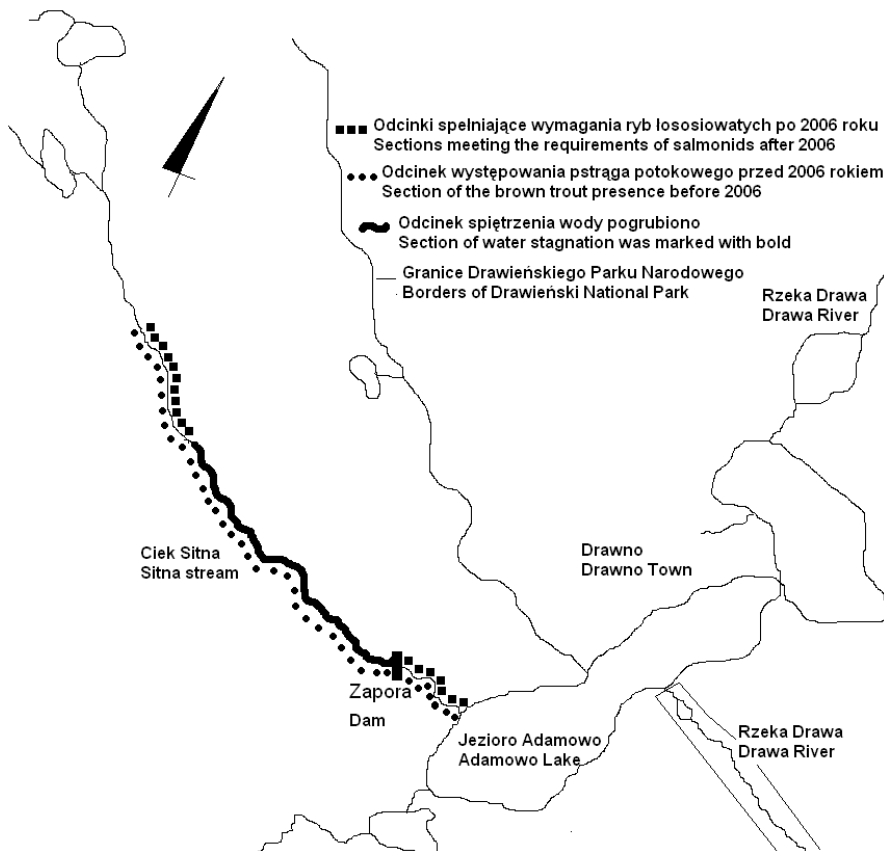
Zdecydowana większość badań oddziaływania zapór wodnych na stan ichtiofauny dotyczy raczej dużych konstrukcji hydrotechnicznych. Pomija się przy tym, małą zabudowę hydrotechniczną przegradzającą małe rzeki i ciek [11], które dla większości ryb anadromicznych stanowią najważniejsze miejsce w ich całym cyklu życiowym – tarlisko. Mała zabudowa poprzeczna, podobnie jak zapory przegradzające duże rzeki w podobnym stopniu zmieniają warunki hydrologiczne i biologiczne ciek, powodując całkowity zanik miejsc do odbycia tarła przez cenne ryby reofilne oraz zdecydowanie zmieniając skład jakościowy i ilościowy ichtiofauny.

Celem pracy było określenie wpływu niewielkiej zapory na zmiany struktury jakościowej i ilościowej ichtiofauny w niewielkim cieku Sitna.

2. Materiał i metody

2.1. Teren badań

Badania prowadzono w cieku Sitna położonym w otulinie Drawieńskiego Parku Narodowego (DPN) wchodzącym w skład środkowej zlewni Drawy. Ten pięciorzędowy, prawostronny dopływ środkowej Drawy, wpada do Jeziora Adamowo, z którego uchodząca rzeka Drawa stanowi północną granicę DPN (rys. 1).



Rys. 1. Lokalizacja cieku Sitna w zlewni jeziora Adamowo

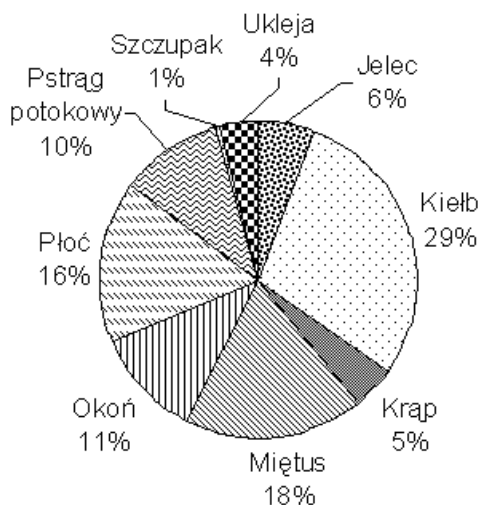
Fig. 1. Location of the Sitna stream in the catchment area of Adamowo Lake

Sitna ma swój obszar źródłiskowy na zmeliorowanych polach w okolicach byłego PGR Kraśnik. Prawostronny obszar zlewni Sitnej wynosi 16,6 km², a lewostronny obszar 15,9 km², wysokość średnia zlewni ciek 85,70 m n.p.m. Spadek średni zlewni wynosi 0,003 m/km. Ciek wpada do jeziora poza Drawnem [17]. Właściwy charakter ciek ze stałym przepływem zaczyna się dopiero w okolicach dopływu do Jeziora Kraśnik Mały (89,8 m n.p.m.). Do lat 50-tych dwudziestego wieku ciek był połączony kanałem z Jeziorem Kraśnik Duży (89,7 m n.p.m.) [6]. Obecnie Sitna omija to jezioro, przez co ulega ono powolnemu zanikowi. Górny odcinek rzeki płynie przez grunty rolne (obecnie nieużytki). Następnie Sitna przepływa przez kompleks leśny obejmujący obszar aż do jej ujścia, do Jeziora Adamowo. Stojące na obu brzegach drzewa i krzewy skutecznie zaciniają powierzchnię ciek i w ten sposób pośrednio „chłódzą” jego wodę. Przed wykopaniem przekopu pod drogą Drawno – Choszczno Sitna była prawostronnym dopływem rzeki Bagnicy. To połączenie nieczynne od II wojny światowej wspomagało młyn, którego budynek znajduje się przy rzece w obrębie Drawna. Obecnie Sitna stanowi samodzielny, prawobrzeżny dopływ środkowej Drawy. Długość tego ciek wynosi 11,0 km, a w linii prostej 8,3 km. Rozwinięcie Sitnej stanowi 1,32, krętość 0,88. Średni spadek doliny rzecznej 0,001 m/km, a maksymalny spadek 0,025 m/km Górne dorzecze Sitnej (powyżej Jeziora Kraśnik Mały), stanowią kanały melioracyjne, które w okresie letnim często pozbawione są wody. Poniżej jeziora ciek osiąga szerokość od 2,30 do 5,60 m. Na większości odcinków Sitna posiada uregulowane brzegi w formie obwałowań i zniszczonych umocnień faszynowych (w postaci opaski). W dolnym odcinku ciek brzegi umacniają się poprzez przybrzeżne drzewa. Dno jest wyrównane, w przyujściowym odcinku posiada nieliczne wodospady i podmycia. Jest ono utworzone głównie z piasku z nielicznymi domieszkami mułu oraz żwiru. W niektórych miejscach napotyka się na duże kamienie – pozostałość po okresie lodowcowym [17]. Poza tym, w 2005 roku na kilometrowym odcinku ciek zbudowano zaporę piętrzącą wodę na potrzeby szkółki leśnej Lasów Państwowych. W ciągu roku woda jest piętrzona na wysokość ok. 50÷100 cm.

Badania ichtiofauny Sitnej przeprowadzono w sierpniu 2000, 2006 i 2009 roku. W celu określenia składu gatunkowego ichtiofauny i długości poszczególnych osobników, ryby pozyskiwano przy pomocy agregatu akumulatorowego IUP 12. Odłowów dokonywano na całej długości ciek. Zmierzone ryby wpuszczano z powrotem do ciek.

3. Wyniki

Łącznie w poszczególnych latach badań w Sitnej odłowiono 12 gatunków ryb, z czego 4 gatunki drapieżne i 8 gatunków spokojnego żeru. Najwięcej, 11 gatunków obserwowano w roku 2009, natomiast w pozostałych dwóch latach obserwowano po 9 gatunków ryb (Tab. 1). Największą ilość łącznie odłowionych ryb stwierdzono w roku 2009 (168 szt.), natomiast najmniejszą w roku 2006 (128 szt.). w roku 2000 stwierdzono 153 szt. ryb. W kolejnych latach badań obserwowano wzrost ilości gatunków karpiowatych nietypowych dla wartko płynących wód, szczególnie płoci, krapia i wzdręgi, podczas gdy liczebność gatunków reofilnych, szczególnie pstrąga potokowego, miętusa i kielbia drastycznie malała (Tab. 1). Biorąc pod uwagę ilość drapieżników w kolejnych latach badań zaobserwowano, że tylko liczebność szczupaka znacznie wzrosła. Generalnie, można stwierdzić, że pomiędzy rokiem 2000 a 2009 liczebność charakterystycznych ryb reofilnych ulegała sukcesywnemu spadkowi, natomiast liczebność gatunków typowych raczej dla wód stojących zdecydowanie rosła (Tab. 1, Rys. 2, 3, 4). W kolejnych latach badań zaobserwowano, także wzrost średniej długości kaudalnej płoci i krapia, podczas gdy wartość tego parametru u ryb reofilnych malała (Tab. 1).



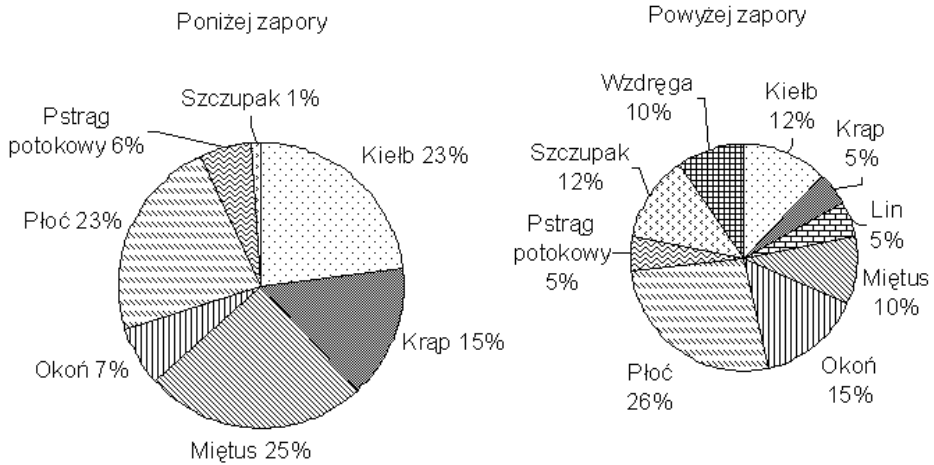
Rys. 2. Struktura gatunkowa ryb w cieku Sitna w 2000 roku

Fig. 2. Species composition in the Sitna stream in 2000

Tabela 1. Skład jakościowy, ilościowy i średnia długość kaudalna (cm) ryb w cieku Sitna w poszczególnych latach badań

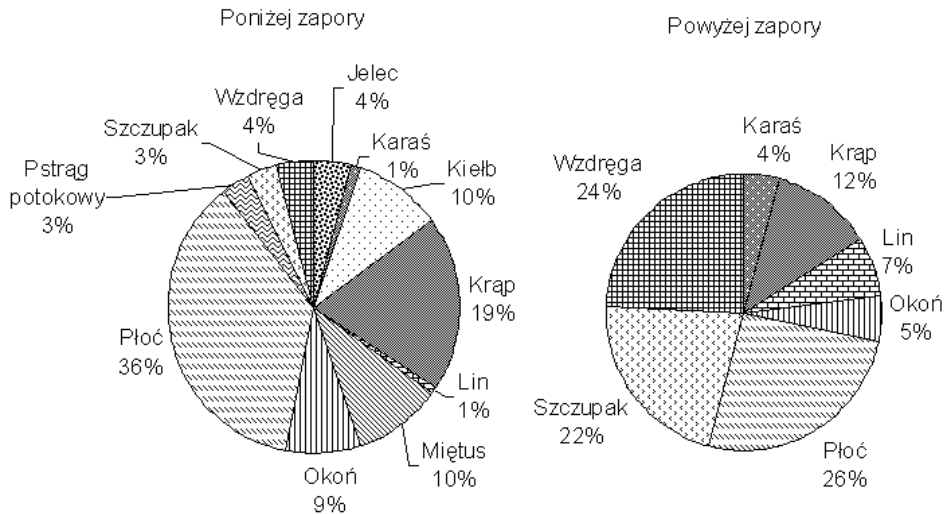
Table 1. Quality, quantity and mean fork length (cm) of fishes from Sitna stream in each year of research

Gatunek	2000		2006		2009	
	Liczba osobników	Średnia długość	Liczba osobników	Średnia długość	Liczba osobników	Średnia długość
Jelec	9	13,2			4	15
Karaś					4	8,5
Kiełb	44	8,5	25	12,2	9	10,4
Krap	7	12,6	15	11,8	27	11,2
Lin			2	8,2	6	11,6
Miętus	28	17,5	26	19,5	9	18,5
Okoń	17	13,5	12	14,5	12	13,4
Płoc	25	15,2	31	12,6	53	11,2
Pstrąg potokowy	16	26,2	7	28,5	3	35,5
Szczupak	1	18	6	21,5	19	19,5
Ukleja	6	11,5				
Wzdreğa			4	9,4	22	11,6



Rys. 3. Struktura gatunkowa ryb w cieku Sitna w roku 2006 na odcinku poniżej i powyżej zapory

Fig. 3. Species composition in the Sitna stream in 2006 in sections above and below the dam



Rys. 4. Struktura gatunkowa ryb w cieku Sitna w roku 2009 na odcinku poniżej i powyżej zapory

Fig. 4. Species composition in the Sitna stream in 2009 in the sections above and below the dam

Zmiany składu ichtiofauny są wyraźniejsze po porównaniu jej struktury na odcinkach powyżej i poniżej zapory w latach 2006 i 2009 (Tab. 2, Rys. 3, 4). W 2006 roku na odcinku poniżej zapory udział ryb karpowatych w ogólnej liczbie odłowionych ryb był mniejszy niż w roku 2009. Podobny układ kształtował się na odcinku znajdującym się powyżej zapory, lecz na tym odcinku notowano znacznie więcej gatunków karpowatych typowych dla wód stojących, niż na odcinku poniżej zapory. Poza tym, w 2006 roku na spiętrzonej odcinku po raz pierwszy w cieku stwierdzono obecność lina, który w roku 2009 występował już w całej rzece, z tym że w większej ilości na odcinku powyżej zapory. Dodatkowo, w 2009 roku w całym, cieku stwierdzono obecność karasia, podobnie liczniejszego na odcinku powyżej zapory. Zaznaczyć należy, że w kolejnych latach zwiększała się ilość szczupaka, szczególnie na odcinku powyżej zapory. Liczebność gatunków reofilnych powyżej zapory malała drastycznie, natomiast w 2009 roku gatunki te w ogóle nie były notowane na spiętrzonej odcinku cieku, a na odcinku poniżej zapory także stanowiły niewielki odsetek liczby wszystkich ryb.

Tabela 2. Skład jakościowy i ilościowy ryb w cieku Sitna na odcinku poniżej i powyżej zapory w roku 2006 i 2009

Table 2. Quality and quantity of fishes in Sitna stream in sections below and above the dam in 2006 and 2009

Gatunek	2006		2009	
	Poniżej zapory	Powyżej zapory	Poniżej zapory	Powyżej zapory
Jelec			4	
Karaś			1	3
Kiełb	20	5	9	
Krąp	13	2	18	9
Lin		2	1	5
Miętus	22	4	9	
Okoń	6	6	8	4
Płoc	20	11	34	19
Pstrąg potokowy	5	2	3	
Szczupak	1	5	3	16
Wzdręga		4	4	18

4. Dyskusja

Porównując strukturę ichtiofauny na poszczególnych odcinkach ciek w kolejnych latach stwierdzić można, że zapora piętrząca wodę miała wpływ na zmiany ichtiofauny na przestrzeni analizowanych lat badań. W pierwszym roku po zbudowaniu zapory, na spiętrzonej odcinku pojawiały się typowo jeziorowe gatunki ryb, które w ostatnim roku badań charakteryzowały się zdecydowanie większym udziałem w liczebności ryb niż ryby reofilne, których w spiętrzonej odcinku nie notowano w ogóle. Należy stwierdzić, że zmiana hydrologii ciek wywołała, szereg zmian biologicznych i troficznych ciek, co negatywnie wpłynęło na liczebność autochtonicznych gatunków reofilnych [3]. Świadczy o tym zmniejszający się w kolejnych latach badań udział ryb reofilnych w liczebności wszystkich zarejestrowanych ryb. Poza tym, niższa z każdym rokiem długość kaudalna płoci i krąpia, typowych ryb jeziorowych, świadczy o większej liczbie małych osobników i o rosnącej populacji tych gatunków, natomiast większa w kolejnych latach długość ryb reofilnych świadczy o ich malejącej populacji [7]. Wnioskować można, że wyżej wymienione ryby karpiozate znalazły w ciek odpowiednią do bytowania niszę, która z każdym rokiem, przy pogarszaniu się warunków troficznych zwiększała swoją powierzchnię. Zupełnie odwrotny układ dotyczył ryb reofilnych w ciek, które po wybudowaniu zapory i zaniku w górnym odcinku miejsc do odbycia tarła mogły się wycofać do dolnego odcinka ciek, znajdującego się poniżej zapory. Penczak i in. [15], Głowacki i Penczak [9] również zaobserwowali kilkukrotny spadek ilości ryb reofilnych w systemie rzeczny Warty po wybudowaniu zapór piętrzących wodę. Podobnych wartości dotyczą badania wpływu zapór na strukturę ichtiofauny w rzekach amerykańskich [12], czy australijskich [10].

Obecnie w badanym ciek istnieją już tylko dwa krótkie odcinki spełniające wymagania ryb łososiowatych i innych gatunków reofilnych (Rys. 1). Spiętrzenie wody spowodowało zanik cennych miejsc do bytowania ryb reofilnych na co najmniej 4 kilometrowym odcinku. Jeden z nich znajduje się powyżej spiętrzenia i jest niedostępny dla ryb reofilnych, natomiast drugi znajduje się poniżej zapory i tylko w nim istnieje potencjalna szansa odtworzenia populacji tych ryb. Lecz i ten odcinek powoli traci swój górski charakter, o czym świadczy zwiększająca się w kolejnych latach liczba karpiozatek ryb spokojnego żeru, jak również szczupaka. Obecne w ciek osobniki szczupaka, to rodzime, pochodzące

z wylęgu w rzece, a nie migrujące z pobliskich jezior. Świadczy o tym stosunkowo niewielka długość kaudalna tego gatunku, poza tym wiosną obserwowane jest w cieku tarło szczupaka, którego osobniki tarłowe spływają do spiętrzonego odcinka cieku z położonych wyżej jezior (informacja ustna, Marian Parada PZW Drawno).

Zmiany antropogeniczne w znacznym stopniu negatywnie wpływają na stan ichtiofauny w systemach rzecznych, szczególnie pogarszając warunki siedliskowe ryb [2, 3, 14÷16]. W wyniku zbudowania zapory w cieku Sitna sytuacja ryb reofilnych uległa drastycznemu pogorszeniu. Po pierwsze całkowicie została zablokowana możliwość migracji ryb poszukujących miejsc do odbycia tarła. Fakt wydania pozwolenia i wybudowania zapory bez przepławki umożliwiającej wędrówkę ryb może dziwić, tym bardziej, że istnieje szereg uwarunkowań i prawnych i etycznych przy przegradzaniu wszystkich wód płynących. Na przykład Ustawa Prawo Wodne z 2001 roku (uchwalona przed wybudowaniem zapory (sic!)) wyraźnie reguluje postępowanie wobec przegradzania rzek. I tak, art. 38, ustęp 2 mówi, że „Celem ochrony wód jest utrzymywanie lub poprawa jakości wód, biologicznych stosunków w środowisku wodnym i na terenach podmokłych ...”; ustęp 3, pkt. 3: „Realizując cele środowiskowe..., należy zapewnić, aby wody, w zależności od potrzeb, nadawały się w szczególności do bytowania ryb i innych organizmów wodnych w warunkach naturalnych, umożliwiających ich migrację”. Poza tym, art. 63, ustęp 2 mówi, że „Budowle piętrzące powinny umożliwiać migrację ryb, o ile jest to uzasadnione lokalnymi warunkami środowiska”, a art. 128, ustęp 2, pkt. 6 mówi, że „W razie potrzeby w pozwoleniu wodnoprawnym dodatkowo ustala się obowiązek podjęcia działań służących poprawie stanu zasobów ryb lub uczestniczenia w kosztach zarybiania wód powierzchniowych, jeżeli w wyniku realizacji pozwolenia wodnoprawnego nastąpi zmniejszenie populacji ryb lub utrudnienie ich migracji”. W odniesieniu do powyższych prawnych uwarunkowań stwierdzić można, że budowla została wykonana zagrażając cennym rybnictwem bez znajomości stanu biologicznego cieku. W każdym razie należy przypuszczać, że przed wybudowaniem zapory nie oparto się na wynikach szczegółowej analizy warunków biologicznych cieku, a jak świadczą wyniki naszych badań i informacje ustne członków Koła PZW w Drawnie w cieku istniała dość liczna populacja pstrąga potokowego, a nawet lipienia. Poza tym, ryby łososiowate są wskaźnikiem bardzo dobrej jakości wód [18], więc w związku ze zmniejszającą się populacją pstrąga potokowego w cieku Sitna zaczyna

brakować korzystnego i ważnego dla oceny czystości wody bioindykatora. Zaznaczyć tutaj, należy, że Polska do 2015 roku ma obowiązek doprowadzić wody rzeczne co najmniej do stanu dobrego, który w przypadku Sitnej nie zostanie osiągnięty, ponieważ w tym cieku, według Ramowej Dyrektywy Wodnej: „Występujące zmiany reżimu hydrologicznego, ciągłości rzeki, warunków morfologicznych odzwierciedlają stan, który wskazuje na silne oddziaływanie antropogeniczne; dochodzi do nadmiernych zakwitów glonów, rozwoju niepożądanych bakterii oraz zaniku populacji wrażliwych gatunków roślin i ryb”. Dodatkowym elementem, który może dziwić przy budowie całego systemu nawadniającego szkółki leśnej, łącznie z zaporą piętrzącą wodę, jest fakt finansowania jej budowy ze środków Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, który wspiera przedsięwzięcia nie zagrażające środowisku przyrodniczemu. Całkiem zrozumiałe jest finansowanie budowy deszczowni szkółki leśnej, lecz wydaje się, że pogodzenie interesów szkółki i ryb znajdujących się w cieku było łatwe do osiągnięcia, na przykład poprzez podniesienie dna rzeki lub zbudowanie przepławki.

Zachowanie, gdzie jest to jeszcze możliwe warunków odpowiadających wymaganiom ryb łososiowatych jest jak najbardziej wskazane, tym bardziej w cieku Sitna. Ciek ten leży w otulinie Drawieńskiego Parku Narodowego gdzie ryby łososiowate są spotykane w umiarkowanych ilościach [5], poza tym w obrębie rzeki Drawy i tak istnieje zbyt wiele punktów utrudniających migrację ryb w celu odbycia tarła [4].

Reasumując wyniki badań i dyskusję, stwierdzić można, że wybudowanie zapory wodnej, o piętrzeniu tylko 50 cm negatywnie wpłynęło na stan ichtiofauny cieku i na pogorszenie warunków troficznych. W odniesieniu do obecnego stanu hydrologicznego cieku Sitna, raczej nie ma perspektyw na zahamowanie niekorzystnych zmian lub tym bardziej na odbudowę pierwotnie zasiedlających ciek ryb. Należy się spodziewać, że postępujące zmiany w konsekwencji doprowadzą do całkowitej ekstynkcji cennych gatunków ryb oraz do nieodwracalnych zmian zarówno biologicznych, jak i abiotycznych.

Podziękowania

Autorzy pracy dziękują prezesowi Koła Wędkarskiego PZW w Drawnie Panu Marianowi Paradzie za cenne informacje dotyczące historii terenu badań.

Literatura

1. **Augustyn L., Bartel R.:** *Wstępne badania wpływu dwóch hydroelektrowni na karpiozate ryby rzeczne w Dunajcu*. Roczniki Naukowe PZW, 20, 113-125, 2007.
2. **Augustyn L., Witkowski G.:** *Wpływ poprzecznych budowli hydrotechnicznych na migracje ryb ze zbiorników zaporowych*. [W:] Marian Mokwa, Wiesław Wiśniewolski (Red.). *Ochrona ichtiofauny w rzekach z zabudową hydrotechniczną*. Dolnośląskie Wydawnictwo Edukacyjne, 66-73, 2008.
3. **Augustyn L., Bartel R., Epler P.:** *Wpływ nowo powstałego zbiornika zaporowego Klimkówka na ichtiofaunę dorzecza Ropy*. Roczn. Nauk. Zoot. 17, 597-601, 2003.
4. **Czerniawski R., Domagała J., Pilecka-Rapacz M.:** *Utrudnienia w migracji ryb w zlewni Drawy*. [W:] Marian Mokwa, Wiesław Wiśniewolski (Red.). *Ochrona ichtiofauny w rzekach z zabudową hydrotechniczną*. Dolnośląskie Wydawnictwo Edukacyjne, 50-53, 2008.
5. **Dębowski P., Terlecki J., Gancarczyk J., Martyniak A., Kozłowski J., Wziatek B., Hliwa P.:** *Ichtyofauna rzek Drawieńskiego Parku Narodowego*. Roczniki Naukowe PZW, 13: 87-107, 2000.
6. **Filipiak J., Raczyński M.:** *Lakes of the West Pomeranian District*. AR, Szczecin, Poland, 2000.
7. **Gamito S.:** *Growth models and their use in ecological modelling: an application to a fish population*. Ecological Modelling. 113: 83-94, 1998
8. **Gehrke P.C., Brown P., Schiller C.B., Moffat D.B., Broce A.M.:** *River regulation and fish communities in the Murray-Darling river system*. Australia. Reg. Riv. Res. Manag., 42, 387-375, 1995.
9. **Głowacki Ł., Penczak T.:** *Impoundment impact on fish in the Warta River: species richness and sample size in the rarefaction method*. J. Fish Biol., 57, 99-108, 2000.
10. **Humphries P., Lake P.S.:** *Fish larvae and the management of regulated rivers*. Regul. River Res. Manag. 16: 421-432, 2000.
11. **Kukuła K., Kukuła E., Kulesza K.:** *Niska zabudowa poprzeczna jako czynnik zagrażający ichtiofaunie*. [W:] Marian Mokwa, Wiesław Wiśniewolski (Red.). *Ochrona ichtiofauny w rzekach z zabudową hydrotechniczną*. Dolnośląskie Wydawnictwo Edukacyjne, 60-65, 2008.
12. **Nevers R.J., Angermeier P.L.:** *Habitat alteration and its effects on native fishes in the upper Tennessee River system*. East-Central U.S.A. J. Fish. Biol., 37, 45-52, 1990.
13. **Penczak T.:** *Fish recruitment in the Warta River (1985-1992): Impoundment study*. Pol. Arch. Hydrobiol., 41, 293-300, 1994.

14. **Penczak T.:** *Effects of removal and regeneration of bankside vegetation on fish population dynamics in the Warta River, Poland.* Hydrobiologia, 303, 207-210, 1995.
15. **Penczak T., Głowacki Ł., Galicka W., Koszaliński H.:** *A long-term study (1985-1995) of fish populations in the impounded Warta River, Poland.* Hydrobiologia, 368, 157-173, 1998.
16. **Penczak T., Sierakowska K.:** *Anglers' records as a tool for assessing changes in fish populations.* J. Appl. Ichthyol., 19, 250-254, 2003.
17. **Raczyński M., Czerniejewski P., Czerniawski R.:** *Możliwości zarybiania wylęgiem podchowany m pstrąga potokowego cieków: Bagnicy, Sitnej i Cieku Leśnego, leżących w otulinie Drawieńskiego Parku Narodowego.* Komunikaty Rybackie, 6: 15-21, 2005.
18. **Schiemer F.:** *Fish as indicators for the assesment of the ecological integrity of large rivers.* Hydrobiologia. 422/423. 271-278, 2000.

Impact of Small Dam on Changes of Fish Fauna in Sitna Stream During Period of Nine Years (Buffer Zone of Drawieński National Park)

Abstract

Many authors point out the negative impact of hydraulic engineering constructions, not only on the structure of fish fauna, but also other aquatic organisms. This applies particularly to transverse bulkheads dividing the flowing waters into two different parts in terms of hydrological, biological and environmental components. Most studies relate to large rivers, where with no doubt it was found that the dams change physicochemical conditions of water.

Research in this study was conducted in Sitna stream located in the buffer zone of Drawieński National Park (DNP), a part of the central Drava basin. This fiveorder, right tributary of middle Drawa river, flows into Adamowo Lake. Drawa river flowing out from Adamowo Lake is the northern border of the DNP (Fig. 1).

In 2005, on kilometers section of stream water swelling dam was built by the State Forests plantation forest. During the year the water swells to a height of about 50 to 100 cm.

The study of fish fauna of Sitna were conducted in August 2000, 2006 and 2009. In order to determine the species composition of fish fauna and the length of individual fish, the fish were obtained using the battery unit IUP 12. Catches were conducted throughout the length of watercourse.

The results of the research show that a small dam influences very negatively on changes in the composition of fish fauna in small stream. Results also show that a small dam on a small watercourse, significantly affects the fish fauna. After the building of river dam the number of cyprinids significantly increased. While the number of typical river species, particularly brown trout and gudgeon essentially decreased. Besides, in the watercourse the rapid increase of pike was observed. This species found in the watercourse good spawning conditions. In last year of the study, 2009 in stream section over the dam the river species were absent. Currently, the section suitable for salmonids is the section below the dam. It seems that also in this section, the hydrological conditions will be worse and river fish will be absent in the whole watercourse.

It is expected that a progressive changes will lead in consequence to the total extinction of valuable species of fish and to irreversible changes both biological and abiotic.



13

Nowe rozwiązania w zakresie pozyskiwania biogazu według technologii MT-ENERGIE®

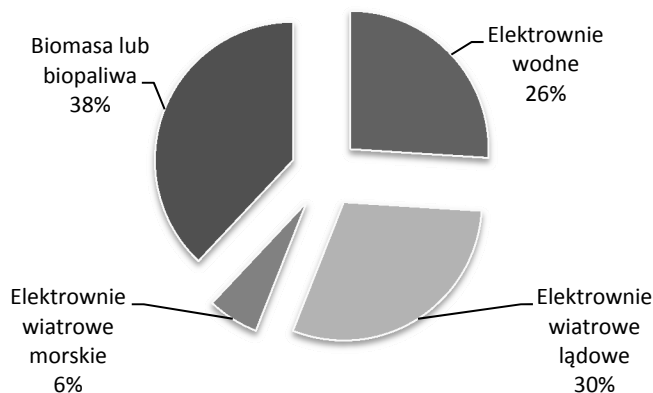
Kazimierz Szymański
Politechnika Koszalińska

1. Wstęp

Kryzys energetyczny, z którym boryka się cały świat, stanowi również poważne zagrożenie dla Polski, która, podobnie jak pozostałe kraje Unii Europejskiej, zmuszona jest do poszukiwania nowych źródeł energii, które będą przyjazne dla środowiska a koszty pozyskiwania z nich energii będą niższe od dotychczasowych [15, 18, 25]. Za taką uważa się produkcję energii odnawialnej otrzymywanej z biomasy. Całościowe zasoby tego surowca w Polsce nie są jeszcze dokładnie oszacowane. Szacunki takie wykonali jedynie nieliczni prywatni inwestorzy, w posiadaniu których znajduje się duży areal gruntów przydatnych do produkcji biomasy. Wobec powyższego istnieją poważne przesłanki do budowy instalacji produkujących biogaz, jako nośnika ekologicznej energii [19, 22, 23].

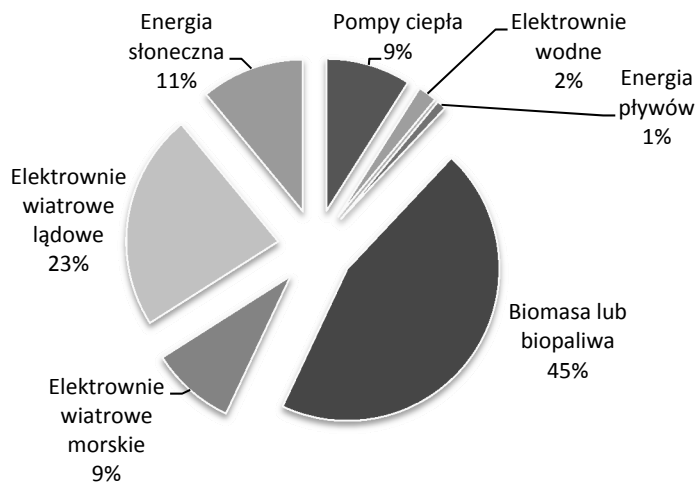
W Europie znajduje się szereg biokompostowni produkujących biogaz z masy zielonej. Dobry przykład tego rodzaju instalacji w Europie znajdujemy m.in. w Niemczech, Danii i Szwecji. Instalacje tego typu pracują tam od wielu lat i jako alternatywne źródła energii stanowią cenne uzupełnienie pojawiających się niedoborów energii elektrycznej. Inwestycje te mają charakter innowacyjny i są dobrze oceniane przez uczelnie, instytuty naukowe, inżynierskie stowarzyszenia naukowo-techniczne i in., promujące odnawialne źródła energii w ramach tzw.

„Programu Rozwoju Biogazowni Rolniczych w Polsce do roku 2020”, oraz zalecenia unijne (rys. 1, 2).



Rys. 1. Odnawialne źródła energii. Procentowy udział poszczególnych źródeł w 2006 roku

Fig. 1. Renewable energy sources. Percentage share of individual sources in 2006



Rys. 2. Odnawialne źródła energii. Przewidywany procentowy udział w 2020 roku poszczególnych źródeł

Fig. 2. Renewable energy sources. Estimated percentage share in 2020 of individual sources

Intencje te zawiera, sporządzony w konsultacji z ww. środowiskami, dokument rządowy pod nazwą „Rozwój energetyki rozproszonej do 2020 r. w oparciu o biogaz z biomasy pochodzenia rolniczego” [1, 2, 3, 5, 11].

2. Podstawy teoretyczne produkcji biogazu z biomasy

Biogaz, stanowi głównie mieszaninę metanu (50÷70%), tlenków węgla, amoniaku, siarkowodoru oraz innych gazów występujących w ilościach śladowych [12, 13, 14, 17]. Produkcja tego czynnika energetycznego polega na kontrolowanym procesie beztlenowego rozkładu bioodpadów (przykładowo odpadów roślinnych). Proces ten jest swoistym rodzajem sterowanej fermentacji beztlenowej i polega na biologicznym rozkładzie i stabilizacji substratów organicznych w warunkach beztlenowych, w których substancje organiczne przekształcane są w ww. składniki lotne [20]. Proces ten zachodzi przy współdziałaniu mikroorganizmów, w tym bakterii metanogennych np. *Archaeobacteriales*. Dotychczas wyizolowano ponad 40 szczepów metanogenów. Bakterie te występują w postaci pałeczek, spirali lub ziarniaków. Czas generacji bakterii metanogennych mieści się w granicach od 15 do 85 godzin i zależy głównie od temperatury prowadzenia procesu (35÷45°C) i odczynu pH (optymalne około 7). Bakterie te są wrażliwe na wahania temperatury, tym samym w instalacji wymagane są warunki w których te zmiany nie przekraczają 2°C. Powstały biogaz jest wysokoenergetycznym paliwem, które łatwo może być wykorzystywane do produkcji różnych form energii. Materiał przefermentowany, zasobny w substancje humusowe i biogenne może być bezpośrednio lub po dalszej stabilizacji tlenowej, magazynowany i wprowadzany do gleby jako nawóz organiczny. Proces ten wówczas zalicza się do tzw. recyklingu organicznego.

Procesowi fermentacji beztlenowej poddają się łatwo osady ściekowe, pochodzące z miejskich oczyszczalni ścieków, jak też mieszaniny tych osadów z odpadami roślinnymi [6, 14]. Mieszanina wspomnianych składników umożliwia:

- uzyskanie większej wydajności biogazu,
- zagospodarowanie osadów ściekowych, które dotychczas najczęściej deponowano na składowiskach.

Fermentacja beztlenowa bioodpadów jest obecnie uznawana w świecie za najbardziej racjonalny sposób zagospodarowania substancji organicznych. Rozwój technologii fermentacji wymuszony został kryzysem energetycznym oraz lawinowym przyrostem ilości szeroko pojętych odpadów organicznych. Podstawową zaletą procesu fermentacji jest otrzymywanie biogazu, w którym głównym składnikiem jest metan. Kolejnym produktem (stałym) procesu fermentacji jest materiał o właściwościach nawozowych, który po higienizacji jest bezpieczny dla środowiska, jak też nie wykazuje skłonności do zagniwania.

Jak wspomniano wcześniej fermentacja metanowa może być prowadzona w następujących warunkach:

- psychrofilowych, wówczas temperatura nie przekracza 20°C ,
- mezofilowych, a temperatura procesu waha się w przedziale $30\div 38^{\circ}\text{C}$,
- termofilowych, gdzie temperatura zawiera się w przedziale $45\div 55^{\circ}\text{C}$.

Z prowadzonych badań wynika, że preferowane są warunki termofilne. Optymalizacja procesu powinna jednak uwzględniać sposób pozyskania frakcji organicznej oraz budowę instalacji w której stworzone będą właściwe warunki fermentacji [7, 16]. Najczęściej stosuje się trzy podstawowe technologie fermentacji:

- jednostopniowe,
- wielostopniowe,
- dwufazowe.

W oparciu o dotychczas prowadzone badania z uwzględnieniem technologii MT-ENERGIE® brano pod uwagę trzy fazy: fermentacyjna, acidofilna i metanogenna. Według dynamicznego modelu zaproponowanego przez różnych badaczy, uwzględniono jeszcze etap hydrolityczny, który determinuje szybkość przebiegu procesu. Zaleca się wówczas fermentację, której poddana jest mieszanina części organicznej odpadów zielonych i osadów ściekowych. Obliczona stała szybkości reakcji tego procesu w temperaturze 20°C wynosiła $0,003\div 0,15\cdot\text{d}^{-1}$, a w temperaturze 40°C $0,24\div 0,47\cdot\text{d}^{-1}$. Z przeprowadzonych badań wynika, że szybkość reakcji hydrolizy z jednoczesnym wzrostem biorozkładu materii, zależy od adsorpcji enzymów hydrolitycznych w rozkładanej substancji.

Fermentacja metanowa jest procesem labilnym, na który bardzo duży wpływ mają zarówno czynniki zewnętrzne jak i wewnętrzne. Do

podstawowych parametrów, decydujących o prawidłowym przebiegu procesu zaliczamy również:

- skład chemiczny materiału, poddawanego fermentacji – przykładowo w przypadku części organicznej odpadów komunalnych proces fermentacji, w zależności od wilgotności, można podzielić na dwa typy:
 - „mokra”- zawartość s.m. wsadu < 15%,
 - „sucha”- zawartość s.m. wsadu w przedziale 15%÷40% [14];
- temperaturę – wzrost temperatury przyspiesza procesy rozkładu związków. Maksymalna temperatura zdeterminowana jest jednak cechami obecnych mikroorganizmów a jej dalszy wzrost powoduje spadek szybkości reakcji, spowodowany denaturacją białek bakterii;
- czas trwania procesu – najczęściej spotykana fermentacja mezofilowa osadów ściekowych trwa około 20 dni;
- potencjał utleniająco-redukujący;
- odczyn – ze względu na buforujące działanie słabych kwasów nieorganicznych (np. węglowego, siarkowodorowego) zawiera się w przedziale 6,8÷7,5;
- zawartość lotnych kwasów tłuszczowych oraz zasadowość;
- obecność substancji toksycznych [24].

Proces fermentacji biomasy pochodzenia rolniczego podlega takim samym uwarunkowaniom technologicznym, jak fermentacja osadów ściekowych. Jest to wielofazowy proces biochemiczny, w których kolejnych fazach: hydrolitycznej, kwasowej, octanowej i metanowej zachodzi rozkład biodegradowalnych substancji organicznych, a produkty jednej fazy stanowią substraty dla mikroorganizmów fazy kolejnej. Z tego względu warunkiem dobrej pracy poszczególnych reaktorów (komór) jest utrzymanie parametrów reakcji, odpowiednich dla populacji bakterii o różnych wymaganiach środowiskowych. Dotyczy to głównie stałej temperatury, odpowiadającej mikroorganizmom i przyjętego sposobu prowadzenia fermentacji oraz pełne wymieszanie zawartości komór, celem utrzymania stałego kontaktu bakterii z substratami. Mieszanie powinno być prowadzone z intensywnością nie powodującą zniszczenia skupisk bakteryjnych, na co nieodporne są szczególnie bakterie fazy octanowej. Bakterie uczestniczące w poszczególnych fazach procesu

mają inne wymagania odnośnie odczynu środowiska. Optymalny odczyn dla bakterii hydrolizujących wynosi $4,5 \div 6,3$, ale mogą one przeżyć także przy nieco wyższym pH. Natomiast odczyn dla bakterii produkujących kwas octowy i bakterii metanowych zawiera się w wąskim zakresie pH ($6,8 \div 7,5$). O ile proces ma przebiegać w jednym reaktorze, to utrzymanie właściwego pH w tym zakresie staje się nadrzędne. Jeżeli wystąpiłoby obniżenie pH należy natychmiast zatrzymać podaż świeżych substratów aby umożliwić bakteriom metanowym rozłożenie kwasu octowego. O stabilnym przebiegu procesu decyduje także proporcja C/N w substracie zasilającym komorę. Przy zbyt wysokiej podaży N może dochodzić do wzrostu stężenia amoniaku (NH_3), który nawet w niewielkich stężeniach, jest inhibitorem procesu fermentacji. Prawidłowe proporcje substancji pokarmowych w dostarczonym substracie powinny wynosić $\text{C/N/P/S} = 600/15/5/1$.

Istotnym elementem prawidłowego prowadzenia fermentacji są parametry procesowe [26]. Hydrauliczny czas zatrzymania t_H (d) jest parametrem procesowym decydującym o wielkości bioreaktora i z tego powodu jest on dokładnie analizowany na etapie prognozowanych nakładów inwestycyjnych. Istnieje pewna zależność między objętością komory VR a hydraulicznym czasem zatrzymania w komorze fermentacji (t_H). Ilustruje to zależność:

$$\text{VR} = \text{VS} \cdot t_H, (\text{m}^3)$$

gdzie:

$\text{VS} = \text{GS} / 10(100-w)$, (m^3/d) jest objętością substratów o średnim uwodnieniu w (%),

GS – masa substratów dostarczanych do komory fermentacyjnej, (kg sm/d).

Aby móc utrzymać proces fermentacji należy także dostosować hydrauliczny czas zatrzymania – t_H do czasu namnażania się bakterii charakterystycznych dla poszczególnych faz. W odniesieniu do tak zróżnicowanych substratów, z jakimi mamy do czynienia w fermentacji biomasy pochodzącej z rolnictwa, całkowity rozkład substancji biodegradowalnych wymagałby bardzo długiego czasu zatrzymania, a co za tym idzie, budowania komory fermentacyjnej o bardzo dużej objętości. Mając na uwadze względy ekonomiczne, nie zakłada się zatem ani pełnego rozkładu sub-

stancji organicznych ani pełnego odzysku biogazu. Dąży się natomiast do uzyskania maksymalnej wydajności rozkładu substancji organicznych i produkcji biogazu, przez przyjęcie odpowiednich parametrów procesu fermentacji. Jednym z tych parametrów jest obciążenie komory ładunkiem substancji organicznej AR co ilustruje poniższe równanie:

$$AR = GS \cdot CS / 100 VR \text{ (kg s.m.o./m}^3\text{)}$$

gdzie:

CS – stężenie substancji organicznej w substratach (%).

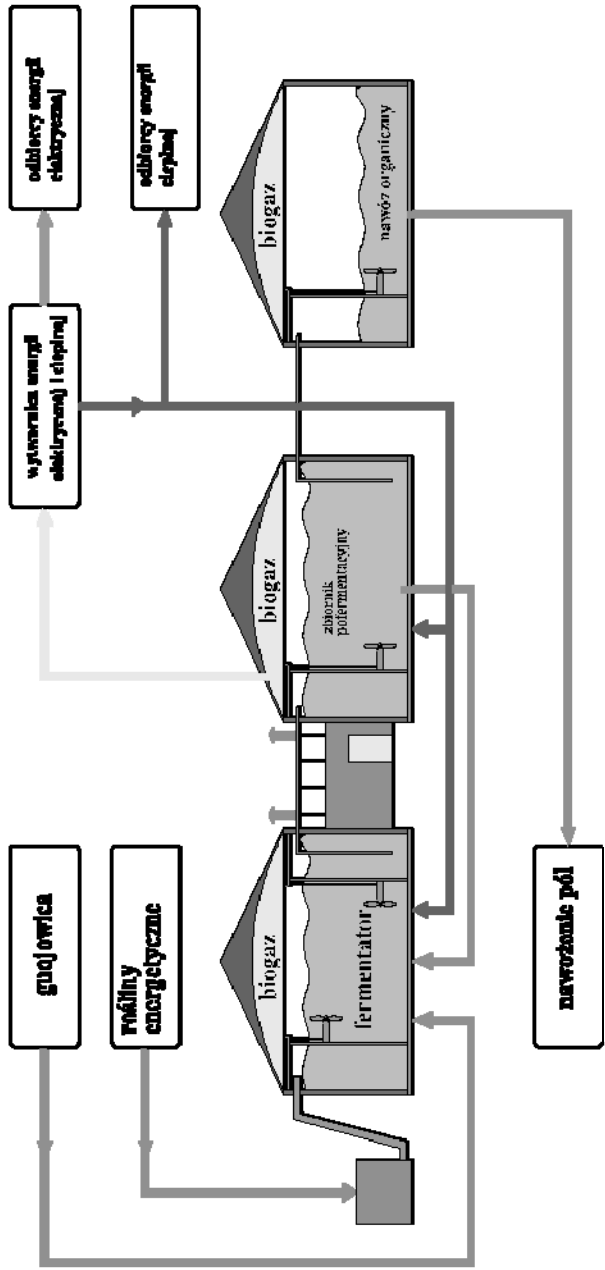
Między ww. parametrami istnieje zatem ścisła zależność. W trakcie rozruchu i wpracowywania instalacji powinna być zwrócona szczególna uwaga na utrzymywanie stałego składu biomasy, tak aby mikroorganizmy mogły się zaadaptować do jakości podłoża. Dozowanie biomasy do komory również powinno uwzględnić możliwości adaptacyjne mikroorganizmów. Zbyt wysokie początkowe obciążenie substancjami organicznymi, może spowodować zakwaszenie komory i całkowite załamanie procesu.

3. Charakterystyka instalacji biorozkładu opartej na technologii MT-ENERGIE®

Przedmiotem analizy jest ocena pracy instalacji opartej na technologii MT-ENERGIE® (rys. 3).

W ramach realizowanego procesu technologicznego planuje się wytwarzać, a następnie sprzedawać dwa produkty: energię elektryczną i nawóz organiczny. W procesie tym przewiduje się:

1. *Dostarczenie substratów do instalacji* – planowane jest korzystanie z dwóch rodzajów substratów – osadów ściekowych oraz roślin energetycznych (kiszonki z kukurydzy). Wybrane substraty gwarantują w ramach zaplanowanego procesu technologicznego zarówno znacznie wyższą ekonomiczność procesu technologicznego niż typowy wsad do biogazowni (np. przerób gnojowicy), jak i wydajność procesu i produktów finalnych.



Rys. 3. Otrzymywanie biogazu według technologii MT-ENERGIE® [19]
Fig. 3. Production of biogas according to MT-ENERGIE® technology [19]

2. *Przyjęcie substratów do instalacji* – zgromadzony wsad jest wprowadzany do kolejnych zbiorników będących elementami instalacji (poczynając od zbiornika wstępnego służącego jednocześnie za magazyn zgromadzonych substratów). Wcześniej substraty są badane i sortowane, a następnie trafiają do rozdrabniacza, w którym następuje separowanie frakcji ciężkich we wprowadzonych substratach oraz ich rozdrabnianie na mniejsze jednostki, umożliwiające prowadzenie procesu fermentacji w optymalnych warunkach.

3. *Proces wytwarzania biogazu* – przygotowany w sekcji przyjmowania substrat jest wprowadzany do kolejnych elementów instalacji, gdzie następuje proces fermentacji beztlenowej i transformacja substratów w biogaz. Proces fermentacji przebiega w hermetycznych zbiornikach – fermentatorach (dzięki czemu instalacja nie jest uciążliwa dla otoczenia – brak emisji odorów do otoczenia). W trakcie procesu fermentacji wsad organiczny poddawany jest działaniu bakterii metanowych, które wytwarzają biogaz. Instalacja ta posiada dodatkowy zbiornik do dofermentowania (zbiornik pofermentacyjny), który zwiększa skuteczność procesu fermentacji w przypadku gdy skład wsadu znacząco odbiega od zakładanych parametrów technologicznych.

4. *Wytwarzanie nawozu organicznego* – w zbiorniku przewidzianym na nawóz organiczny magazynowane są produkty rozkładu reagentów. W reaktorze tym powstają również pewne ilości biogazu. Powstały nawóz jest sukcesywnie suszony w specjalnie skonstruowanych suszarniach dzięki czemu produktem finalnym tego procesu może być gotowy do sprzedaży wysokiej jakości nawóz organiczny. Zakłada się, że technologia produkcji biogazu z mieszaniny roślin energetycznych oraz osadów ściekowych umożliwi produkcję nawozu organicznego zasobnego w niezbędne składniki nawozowe w ilościach odpowiadających określonym wymaganiom.

5. *Wytwarzanie energii elektrycznej i energii cieplnej* – oczyszczony biogaz kierowany jest do urządzeń prądotwórczych (generatora o mocy 1,4 MW), gdzie jest spalany i transformowany na prąd elektryczny. Obok energii elektrycznej generowana jest energia cieplna. Wytworzony prąd kierowany będzie do dystrybutora energii (10% wytworzonego prądu będzie wykorzystywane na własne cele produkcyjne) natomiast wytworzone ciepło będzie zagospodarowywane w całości na potrzeby własne związane z funkcjonowaniem zakładu.

4. Podsumowanie

Produkcja energii elektrycznej i ciepłej z biogazu w Polsce stanowi w skali globalnej znikomy udział w bilansie energetycznym. W Polsce, wg danych Ministerstwa Gospodarki, na dzień 31 grudnia 2007 r. było zaledwie 87 instalacji biogazowych o łącznej mocy zainstalowanej 45 MWe. Biogazownie te wytworzyły łącznie 162 GWh energii elektrycznej. Wynik ten nie można uznać za zadowalający. Zapotrzebowanie na ten rodzaj energii jest zdecydowanie większy, co narzuca nam prawo unijne.

Jak wspomniano wcześniej do produkcji biogazu zostaną wykorzystane osady ściekowe z komunalnej oczyszczalni ścieków oraz kiszonka z kukurydzy. Charakter i źródła pochodzenia surowców do produkcji biogazu zapewniają pełną stabilność jego wytwarzania. Moc zainstalowana i wielkość produkcji energii elektrycznej nie wpłyną negatywnie na system elektroenergetyczny. Biogazownia może przyczynić się do dywersyfikacji zaopatrzenia w energię elektryczną co ma bezpośrednie przełożenie na wzrost bezpieczeństwa energetycznego kraju.

Budowa dalszych biogazowi, korzystających z prezentowanej tu nowatorskiej technologii wytwarzania biogazu i cennego nawozu organicznego, pozwoli wywiązać się Polsce z przepisów dyrektywy 2004/8/WE Parlamentu Europejskiego i Rady Europy w sprawie promocji skojarzonej produkcji energii w oparciu o zapotrzebowanie na ciepło użytkowe na wewnętrznym rynku energii. Celem tych działań jest zwiększenie efektywności energetycznej kraju oraz poprawa bezpieczeństwa dostaw, poprzez stworzenie ram dla promocji i rozwoju skojarzonej produkcji energii o wysokiej sprawności z uwzględnieniem zapotrzebowania na ciepło użytkowe. Promowanie wysoko sprawnej produkcji w układach skojarzonych stanowi priorytet UE ze względu na związane z nią korzyści w zakresie oszczędzania energii pierwotnej oraz ograniczania emisji substancji szkodliwych [4, 8, 9, 10, 21]. Zakłada się, że zainstalowane urządzenia w planowanej biogazowni zapewniają bardzo wysoką sprawność wytwarzania energii, przy czym – co szczególnie warto podkreślić – wytworzone ciepło zostanie w pełni wykorzystane w ramach budowanej instalacji, niezależnie od pory roku, do suszenia masy pofermentacyjnej, która stanowić będzie bezpieczny nawóz organiczny o doskonałych walorach nawozowych. Produkcja ta, dodatkowo, ograniczy

ilość gazu importowanego do Polski i używanego w znacznych ilościach do produkcji nawozów sztucznych. Należy podkreślić, że dotychczas niewiele ze znanych w Polsce instalacji prowadzi w kogeneracji produkcję energii elektrycznej i bezpiecznego dla środowiska nawozu organicznego. W tradycyjnej technologii ciepło wytwarzane w procesie jest częściowo lub okresowo wykorzystywane do ogrzewania wody a pozostałość uwalniana, przyczyniając się do niekontrolowanych zmian klimatycznych (efekt cieplarniany) oraz poprzez emisje substancji odorowych (zapachowych) stwarzając dużą uciążliwość w otoczeniu tych obiektów.

Energia wytworzona w ramach budowanych tego typu instalacji, spełniające niewątpliwie kryteria energii odnawialnej, przyczyni się również do realizacji przez Polskę zobowiązań podjętych przez państwa członkowskie UE w kwestii obligatoryjnego 20%-ego udziału tej energii w ogólnym bilansie zapotrzebowania na energię z OZE w bilansie energii finalnej oraz ograniczenie emisji CO₂. Dodatkowo, wykorzystanie jako surowca osadów z oczyszczalni ścieków komunalnych i roślin energetycznych (kukurydzy) wydatnie przyczyni się do znaczącej eliminacji zrzuconego azotu i fosforu do Morza Bałtyckiego, do czego zobowiązuje Polskę **Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE z dnia 17 czerwca 2008 r. ustanawiająca ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego (dyrektywa ramowa w sprawie strategii morskiej) oraz decyzja nr 1600/2002/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 22 lipca 2002 r. ustanawiająca szósty wspólnotowy program działań w zakresie środowiska naturalnego.**

5. Wnioski końcowe

Z wdrożenia prezentowanej w artykule technologii MT-ENERGIE® umożliwiającej produkcję biogazu wynikają następujące wnioski:

- budowa instalacji, wytwarzających równolegle biogaz i nawóz organiczny posiada wyraźny innowacyjny charakter,
- przyjęta technologia umożliwia produkcję energii elektrycznej i nawozu organicznego ze sprzężonych komplementarnie dwóch łatwo dostępnych substratów (kukurydza i komunalne osady ściekowe),
- proponowana technologia zapewnia otrzymanie produktów (biogazu i nawozu organicznego) wykazujących cechy paliw energetycznych

i substancji nawozowych przy jednoczesnym spełnieniu wszelkich wymagań związanych z ochroną środowiska przyrodniczego,

- substraty, wykorzystywane do produkcji biogazu i kompostu nie zawierają zanieczyszczeń mineralnych i organicznych a tym samym nie mogą negatywnie rzutować na wydajność procesu produkcji i jakość otrzymanych produktów,
- właściwe zagospodarowanie osadów ściekowych z terenu oczyszczalni komunalnych zdecydowanie ograniczy uciążliwość tych odpadów dla otoczenia.

Literatura

1. **Aydin M.E., Tor A., Özcan S.:** *Energy Consumption*. Analytica Chimica Acta, 577, 232-237, 2006.
2. **Borja J., Taleon D.M., Auresenia J., Gallardo S.:** *Polychlorinated biphenyls and their biodegradation*. Process Biochemistry 40, 1999-2013, 2005.
3. **Braber K.:** *Anaerobic digestion of municipal solid waste: a modern waste disposal option on the verge of breakthrough*. Biomass and Bioenergy 9, Nos. 1-5, 365-376, 1995.
4. **Brändli R.C., Bucheli T.D., Kupper T., Mayer J., Stadelmann F.X., Tarradellas J.:** *Fate of PCBs, PAHs and their source characteristic ratios during composting and digestion of source-separated organic waste in full-scale plants*. Environmental Pollution, 148, 520-528, 2007.
5. **Cai Q.-Y., Mo C.-H., Wu Q.-T., Zeng Q.-Y., Katsoyiannis A., Férard J.-F.:** *Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) – contaminated sewage sludge by different composting processes*. Journal of Hazardous Materials 142, 535-542, 2007.
6. **Christ O., Faulstich M., Wilderer P.:** *Mathematical modelling of the hydrolysis of anaerobic processes*. In: J.Mata-Alvarez, A.Tilche, F.Cecchi (Eds.) Proceedings of the Second International symposium on Anaerobic digestion of Solid Wastes, Barcelona, vol. 2 Grafiques 92, 15-18 June, 5-8, 1999.
7. **Costello D.J., Greenfield P.F., Lee P.L.:** *Dynamic modelling of a single-stage high-rate anaerobic reactor. I Model derivation*. Water Res. 25(7), 847-855, 1991.
8. **Düring R.A., Hoß T., Gäth S.:** *Sorption and bioavailability of heavy metals in long-term differently tilled soils amended with organic wastes*. The Science of the Total Environment 313, 227-234, 2003.
9. **Epstein E.:** *The Science of Composting*. Technomic Publishing Company, USA, 1997.

10. **Falandysz J.:** *Polichlorowane bifenyle (PCBs) w środowisku: Chemia, analiza, toksyczność, stężenia i ocena ryzyka.* Fundacja Rozwoju UG, Gdańsk, 1999.
11. **Holliger Ch., Zehnder A.J.B.:** *Anaerobic biodegradation of hydrocarbons.* Environmental biotechnology 7, 326-323, 1996.
12. **Janosz-Rajczyk Z., Dąbrowska L., Rosińska A., Płoszaj J., Zakrzewska E.:** *Zmiany ilościowo-jakościowe PCB, WWA i metali ciężkich w kondycjonowanych osadach ściekowych stabilizowanych biochemicznie.* Wyd. PCz, Częstochowa, 2006.
13. **Janowska B.:** *Specjacja wybranych metali ciężkich w odpadach komunalnych i kompostach.* Rozprawa doktorska, UAM, Poznań, 2004.
14. **Jędrzak A.:** *Biologiczne przetwarzanie odpadów.* Przegląd Komunalny – dodatek 6(117), 89-92, 2001.
15. **Jędrzak A.:** *Biologiczne przetwarzanie odpadów.* PWN, Warszawa 2007.
16. **Kiely G., Tayfur G., Dolan C., Tanji K.:** *Physical and mathematical-modelling of anaerobic-digestion of organic wastes.* Water Res. 31(3), 534-540, 1997.
17. **Magrel L.:** *Metodyka oceny efektywności procesu fermentacji metanowej wybranych osadów ściekowych.* Białystok, 2002.
18. **Mata-Alvarez J., Mace S., Llabres P.:** *Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives.* Bioresource Technology 74, 3-16, 2000.
19. Materiały informacyjne MT-ENERGIE, Biogas – Technologie, 27404 Rocksted, Niemcy.
20. **Oleszczuk P.:** *Changes of polycyclic aromatic hydrocarbons during composting of sewage sludges with physico-chemical properties and PAHs content.* Chemosphere 67, 582-591, 2007.
21. **Siebielska I.:** *Ocena metod ekstrakcji polichlorowanych bifenyli z kompostu.* Przemysł Chemiczny, 87/2, 577-579, 2008.
22. **Soumare M., Demeyer A., Tack F. M.G., Verloo M.G.:** *Chemical characteristic of Malian and Belgian solid waste composts,* Bioresource Technology 81, 97-101, 2002.
23. **Vavilin V.A., Rytov S.V., Lokshina L.Ya., Rintala J.A. :** *Description of hydrolysis and acetoclastic methanogenesis as the rate-limiting steps during anaerobic conversion of solid waste into methane.* In: J.Mata-Alvarez, A.Tilche, F.Cecchi (Eds.) Proceedings of the Second International symposium on Anaerobic digestion of Solid Wastes, Barcelona, vol. 2 Grafiques 92, 15-18 June, 1-4, 1999.
24. **Wei Y.L., Lee Y. Ch., Yang Y. W., Lee J.F.:** *Molecular study of concentrated copper pollutant with compost.* Chemosphere 57, 1201-1205, 2004.

25. **Zarzycki R.:** *Gospodarka komunalna w miastach*. PAN, Łódź, 2001.
26. **Zielewicz E., Janik M., Sorys P., Fukas-Płonka W.:** *Pozyskiwanie biogazu z odpadów produkcji rolnej*. Praca zbiorowa pod red. K. Szymańskiego, Gospodarka odpadami komunalnymi, Koszalin 2008.

New Solutions in Biogas Production According to MT-ENERGIE® technology

Abstract

The energy crisis, which is facing the whole world, is also a serious threat to Poland, which, like other European Union countries, is forced to seek new sources of energy, which will be environmentally friendly and costs of obtaining energy from them are lower than current. Production of renewable energy obtained from biomass is considered to be one of those.

Paper presents possibilities of biogas production from maize and from municipal sewage sludge. This technology has been implemented in Germany under the name MT-ENERGIE ®. The result of the process is biogas with high methane content and a valuable organic fertilizer. Paper also contains an analysis of kinetic of biodegradation processes of organic substances contained in the feedstock and presents technological parameters determining the process of transformation of substrates. This technology carries elements of innovation and can be implemented without major objections in the area of Pomerania in Poland, where production of energy plants takes place and there is unlimited access to municipal sewage sludge.

Production of electricity and heat from biogas in Poland represents a negligible share of global energy balance. In Poland, according to data from the Ministry of Economy, on 31 December 2007 there were only 87 biogas installations with a total installed capacity of 45 MWe. Biogas plants total production was 162 GWh of electricity. This result cannot be considered satisfactory. The demand for this type of energy is much greater, imposed by EU law.

The energy generated by such type of installations will undoubtedly meet the criteria for renewable energy, will contribute to the fulfilment by Poland commitments made by EU Member States regarding compulsory 20% share of such type of energy in the overall balance of energy demand from RES in the final energy balance and reduce CO₂ emissions. In addition, the use of sewage sludge from municipal sewage treatment plants as a raw material and energetic plants (maize) will significantly contribute to the substantial elimination of discharges of nitrogen and phosphorus to the Baltic Sea.



Matematyczne modelowanie sieci wodociągowych

Stanisław Biedugnis, Mariusz Smolarkiewicz
Szkoła Główna Służby Pożarniczej

Andrzej Czapczuk
Politechnika Warszawska

1. Wstęp

Woda jest czynnikiem niezbędnym dla prawidłowego funkcjonowania człowieka. Każdy człowiek w ciągu doby potrzebuje określoną ilość wody pitnej aby żyć i móc się rozwijać. W warunkach ekstremalnych ilość wody potrzebna do przeżycia człowieka (w ciągu doby) równa jest kilku litrom. W warunkach wysokiego komfortu życia ilość wody potrzebna do prawidłowego funkcjonowania osiąga wartość zbliżoną do 150 l/Md. Konieczność prawidłowego, bezawaryjnego, optymalnego funkcjonowania systemu wodociągowego staje się jednym z głównych priorytetów społecznych dzisiejszych czasów.

Po roku 1989, na skutek przemian polityczno-społecznych, wprowadzono reformę administracyjną kraju zwiększającą zakres uprawnień władz lokalnych. Spowodowało to przeniesienie majątku państwowego, w tym systemów wodociągowych i kanalizacyjnych w ręce samorządów gminnych. Gminy jako jednostki zarządzające często nie były przygotowane do prowadzenia: eksploatacji, konserwacji i budowy systemów wodociągowych na swoim terenie. Szereg istniejących syste-

mów wodociągowych nie jest w zadowalającym stanie technicznym. W takich warunkach problematyczne staje się przygotowanie prawidłowo funkcjonującej gospodarki wodno-ściekowej na danym terenie. Z pomocą w rozwiązaniu tych problemów przychodzą systemy komputerowe wyposażone w aplikacje pozwalające na prawidłowe, efektywne projektowanie systemów wodociągowo-kanalizacyjnych i analizę działania już istniejących za pomocą różnego typu modeli matematycznych w tym modeli hybrydowych.

Dlatego celowe jest podjęcie prac i badań nad modelami systemów sieci wodociągowych zmierzających do bardziej dogłębnego poznania ich struktury oraz do racjonalizacji projektowania, użytkowania i eksploatacji tych systemów. W efekcie końcowym wyniki prac w tym zakresie powinny przyczynić się do poszerzenia wiedzy o systemach wodociągowych, określenia zależności pomiędzy poszczególnymi częściowymi elementami tych systemów, ułatwienia w projektowaniu i eksploatacji systemów wodociągowych oraz zwiększenia poziomu ich niezawodności, co w konsekwencji poprawi zaopatrzenie użytkowników w wodę.

Dotychczas nie prowadzono komputerowych badań nad modelami sieci z wykorzystaniem hybrydowych modeli neuronowo-matematycznych. Większość prowadzonych badań i rozważań opierała się na istniejących modelach matematycznych sieci wodociągowych.

2. Sieci neuronowe

Zastanawiamy się czasem nad tym, w jaki sposób błyskawicznie rozpoznajemy twarze znanych nam osób? Przeważnie dzieje się to tak szybko i jest dla nas tak naturalne, że nie widzimy w tym nic dziwnego – po prostu rozpoznajemy twarze (budynki, litery, głosy...) i już. Cudów jednak nie ma. Nie możemy rozpoznać twarzy, której nasz mózg się nie nauczył. Musi ona być już gdzieś zapamiętana, aby nie została uznana za obcą. W klasycznym komputerze wzorce poszczególnych twarzy wypełniałyby jakąś bazę danych, a algorytm porównywałby każdą ujrzaną twarz z tymi, które są mu znane. Oczywiście przy takiej liczbie twarzy, jaką pamięta przeciętny człowiek, praca owego algorytmu trwałaby bardzo długo, ale nie w tym rzecz. Otóż komputer zapamiętuje obraz w ten sposób, że zamienia go na ciąg liczb. W uproszczeniu: obraz jest dzielo-

ny na małe punkciki (pixele) i każdemu z nich zostaje przyporządkowana liczba zależna od jego koloru (mam nadzieję, że graficy zechcą nam wybaczyć te nieścisłości). Co się zatem dzieje, gdy wprowadzimy do bazy danych dwa zdjęcia tej samej twarzy wykonane pod nieco innym kątem i przy innym oświetleniu? Mówiąc slangiem, w tym momencie program „się wyklada” – nie potrafi dostrzec podobieństwa między owymi zdjęciami. Podobieństwa, które my, za pomocą naszej „sieci neuronowej”, dostrzegamy w ułamku sekundy. Zobaczywszy kogoś potrafimy go później rozpoznać mimo makijażu, innej fryzury, innej pory dnia i innych niedogodności. Dla klasycznego algorytmu jest to niezmiernie trudne.

2.1. Kojarzenie

Jest ono w zasadzie bardzo zbliżone do rozpoznawania. Czym jest, bowiem rozpoznawanie? Niczym innym, jak kojarzeniem tego, co próbujemy rozpoznać z tym, co już znamy. I znowu: dwa obiekty (obrazki, dźwięki) mogą dla człowieka być podobne, natomiast klasyczny algorytm nie stwierdzi między nimi podobieństwa. Dla niego są to dwa różne ciągi znaków. Można oczywiście programowo „obejść” to utrudnienie – „powiedzieć” komputerowi, jakie cechy obiektu są bardziej znaczące i mogą zaważyć na podobieństwie (lub niepodobieństwie) dwóch (lub więcej) obiektów. Jest to jednak dla programisty wysoce trudne zadanie. Natomiast w przypadku SSN nie ma potrzeby nakazywania sieci brania pod uwagę tej czy innej cechy – odnajdzie je sama. Więcej – może zaważyć takie zależności, o których programista nawet nie wie. Ciekawe jest to, iż potrafimy zaprojektować skomplikowaną sieć, skutecznie jej użyć, ale nie mamy pewności, co do tego, w jaki sposób dokładnie działa, co się dzieje w jej głębi.

2.2. Przewidywanie

Jeśli znamy dobrze jakieś zjawisko, to wiedząc, jaki jest jego stan w danej chwili, potrafimy mniej więcej określić, jak się będzie zachowywać w najbliższej przyszłości, nieprawdaż? Otóż SSN mogą służyć do tego samego. Stosuje się je głównie do opracowywania prognoz ruchów na giełdzie i do przewidywania pogody. Tak, nawet, zdawałoby się, tak przypadkowe zmiany, jak zmiany giełdowe, podlegają jakimś prawom. Doświadczony gracz potrafi przewidzieć, czy dana operacja zakończy się powodzeniem. Nazywamy to przecuciem, szóstym zmysłem, lecz jest to

jedynie podświadome korzystanie z wiedzy nabytej również nieświadomie przez lata obserwacji procesów giełdowych. A trzeba pamiętać, że mózg człowieka, choć ogromny (w porównaniu z SSN), zajmuje się przecież niezliczoną ilością innych zadań, jak choćby utrzymywanie ciała w równowadze, itd. itp. Sieć natomiast jest przeznaczona wyłącznie do jednego zadania i jemu poświęca cały swój potencjał. Podobnie, jak dobry gracz, sieć potrafi trafnie prognozować ruchy giełdowe, choć nie wiemy dokładnie, w jaki sposób to robi (tak, jak nie wiemy, na czym polega intuicja gracza).

2.3. Sterowanie

Naukowcy próbujący stworzyć robota o postawie humanoidalnej borykają się głównie z problemem jego ruchu. Dość trudno jest zaprojektować i oprogramować robota w taki sposób, by utrzymywał równowagę. Niedoścignionym wzorem w tej dziedzinie jest mózg. Człowiek, pies, kot, mogą wyczyniać najprzeróżniejsze ewolucje nie tracąc przy tym równowagi. Aby obliczyć wielkości i kierunki sił, z jakimi balansować musi organizm podczas gwałtownego ruchu, potrzeba matematyki na dość wysokim poziomie. Mózg zaś daje sobie radę z tymi obliczeniami w ułamku sekundy wykonując w tym czasie dziesiątki innych czynności. Odpowiednio zaawansowana sieć neuronowa mogłaby czynić to samo. Właśnie SSN są wykorzystywane do sterowania robotami przeznaczonymi do pracy w najtrudniejszych warunkach.

2.4. Zalety i wady sieci neuronowej

Zalety – SSN rozwiązuje znacznie lepiej zadania, niż zwykły algorytm. Natomiast jedną z najważniejszych zalet SSN z punktu widzenia programisty jest to, że SSN nie wymagają programowania! Wystarczy stworzyć sieć, a ona uczy się sama. Rola programisty ogranicza się do zaprojektowania takiej struktury sieci, która najlepiej będzie nadawała się do rozwiązania danego problemu, a następnie do umiejętnego pokierowania procesem uczenia sieci. Z czymś się to kojarzy? Oczywiście – analogicznie jest w przypadku każdego z nas. Aby być w jakiejś dziedzinie fachowcem, trzeba po pierwsze mieć wrodzone uzdolnienia w danej dziedzinie (odpowiednią strukturę własnej sieci neuronowej, jaką jest mózg), a po drugie – mieć dobrego nauczyciela.

Inna zaleta: jak pewnie wiadomo, w zwykłym programie najmniejszy błąd może doprowadzić do wadliwego działania systemu, utraty danych, oraz do innych nieszczęść. Sieć neuronowa natomiast nawet w przypadku poważnego uszkodzenia działa nadal, jak gdyby nigdy nic! Oczywiście do pewnego stopnia. I znowu analogia: nasz mózg działa nadal po wypadku, w którym odniesie niewielki uszczerbek, działa pomimo niszczenia neuronów przez alkohol lub proces starzenia, działa długo bez „awarii”, choć jego struktura wciąż jest naruszana. Dopiero po przekroczeniu pewnego progu uszkodzeń mózg odmawia posłuszeństwa. Stąd choroba Alzheimera, dalsze stopnie np. choroby alkoholowej, psychozy po narkotykowej i podobne przypadłości.

Kolejną ważną zaletą SSN jest zdolność uogólniania zdobytej wiedzy. Znaczy to dokładnie tyle, że jeśli sieć nauczy się, powiedzmy, rozpoznawać kolory: czerwony i żółty, to rozpozna również różowy i bladeżółty, czyli kolory podobne do znanych.

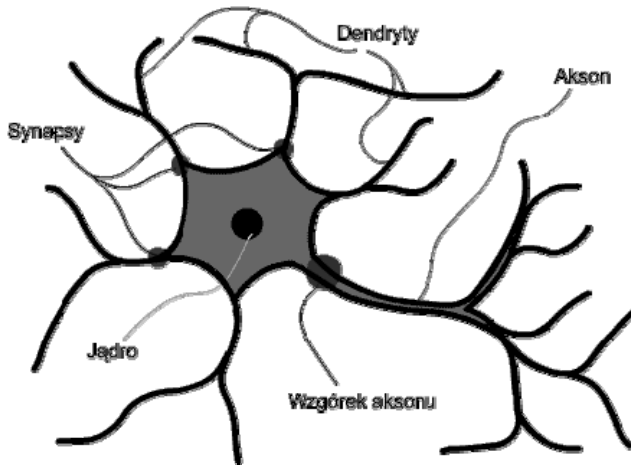
Wady – Nie ma rzeczy doskonałych. Sieci neuronowe nie przydadzą się przede wszystkim tam, gdzie potrzeba jasnych i precyzyjnych wyników – czyli przy rozmaitych skomplikowanych obliczeniach, obsłudze kont bankowych, itp. Wynika to z faktu, iż SSN jest odbiciem ludzkiego mózgu, ten zaś nie jest przystosowany do precyzyjnego operowania liczbami. Kiedy opisujemy kogoś, nie mówimy, że ma 188,34 cm wzrostu, tylko że jest wysoki. I to nie tyle dlatego, że dokładność tej informacji jest wystarczająca, lecz dlatego, że bez odpowiedniej aparatury pomiarowej nasz mózg nie jest w stanie precyzyjnie ocenić pewnych wielkości. SSN zatem operuje tzw. pojęciami rozmytymi: wysoki, niski, duży, mały, średni, jasny... Często jeśli oczekujemy od sieci odpowiedzi „tak” lub „nie”, ona odpowie: „raczej tak”, lub: „chyba nie”... Ta ostatnia skłonność sieci może być zarówno wadą, jak i zaletą – zależy, jak na to patrzeć.

SSN nie zdaje egzaminu także wtedy, gdy specyfika problemu wymaga zastosowania wieloetapowego rozumowania. Kiedy trzeba moliźnie dochodzić do pewnych wniosków na podstawie efektów wcześniejszego rozumowania, a z tych wniosków wyciągać kolejne – sieć „odpada”. Ona „woli” rozwiązać zadanie na raz, w jednym kroku. Jeśli nawet pojawiają się jakieś wnioski pośrednie, to i tak nie ma do nich dostępu. Ta ostatnia cecha może się wydać dziwna komuś, kto oswoił się już z myślą, że SSN symuluje działanie mózgu. Przecież człowiek rozu-

muje krok po kroku, z jednych wniosków wyciągając następne. To fakt, ale rozumowanie można podzielić na pojedyncze etapy, w których działamy „na raz”. Mamy jakieś dane i wyciągamy z nich wniosek. Ten wniosek posłuży do wyciągnięcia następnego, również w takim jednorazowym procesie. Takiemu modelowi rozumowania odpowiadałby raczej cały zespół różnych sieci neuronowych, i to niekoniecznie połączonych liniowo. Dane z wyjścia pewnej sieci mogłyby trafiać na wejście to tej, to innej sieci. Każda z nich zaś, powtarzam, działa jednoetapowo.

2.5. Z czego składa się sieć neuronowa

W oryginale – komórka nerwowa. W sieci neuronowej – podstawowy jej składnik. „Oryginalny” neuron przedstawiono na rys. 1.



Rys. 1. Neuron

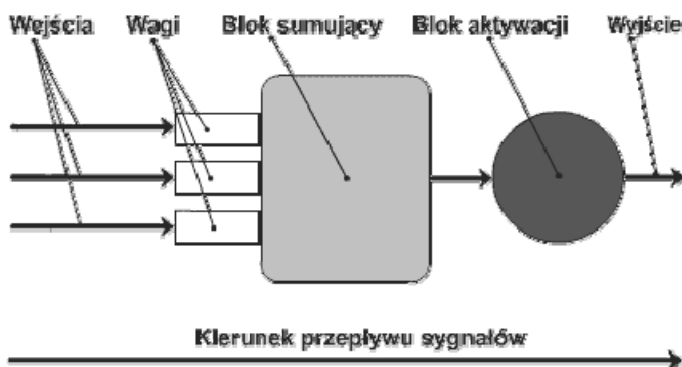
Fig. 1. Neuron

Opis:

- Jądro – „centrum obliczeniowe” neuronu. To tutaj zachodzą procesy kluczowe dla funkcjonowania neuronu.
- Akson – „wyjście” neuronu. Za jego pośrednictwem neuron powiadamia świat zewnętrzny o swojej reakcji na dane wejściowe. Neuron ma tylko jeden akson.
- Wzgórek aksonu – stąd wysyłany jest sygnał wyjściowy, który wędruje dalej poprzez akson.

- Dendryt – „wejście” neuronu. Tędy trafiają do jądra sygnały mające być w nim później poddane obróbce. Dendrytów może być wiele – biologiczne neurony mają ich tysiące.
- Synapsa – jeśli dendryt jest wejściem neuronu, to synapsa jest jego furtką. Może ona zmienić moc sygnału napływającego poprzez dendryt.

To nie wszystkie składowe biologicznego neuronu, lecz inne z punktu widzenia SSN nie będą nas interesować. Model neuronu składa się z dokładnie tych samych elementów, które wyżej wymieniono. Oto – nieco okrojony – schemat; kompletny jest umieszczony w dalej.



Rys. 2. Model neuronu

Fig. 2. Neuron model

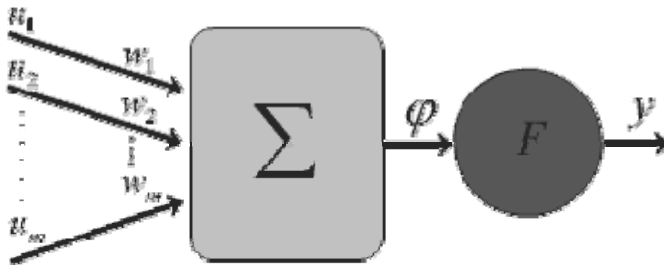
Zaszły małe zmiany, ale tylko pozornie. Wejścia to dendryty, lub ściślej: sygnały przez nie nadchodzące. Wagi to cyfrowe odpowiedniki modyfikacji dokonywanych na sygnałach przez synapsy. Blok sumujący to odpowiednik jądra, blok aktywacji to wzgórek aksonu, a wyjście – to akson. Zaznaczamy, że fakt, iż na rysunku są trzy dendryty, jest czysto przypadkowy. Liczba ich jest dowolna, zaś na rysunkach wynosi trzy jedynie ze względów estetycznych.

2.6. Matematyczny model neuronu

Z oczywistych przyczyn pewne zawarte tu informacje będą powtórzeniem fragmentów pierwszej części, choć tam, gdzie nie jest to konieczne, staramy się tego unikać. Jeśli zatem nie przeczytaliśmy części

„dla ciekawskich”, to prosimy – wrócić do niej i ją przejrzeć. Na pewno to nie zaszkodzi, a być może pomoże.

Strukturę biologicznego neuronu pamiętamy z pierwszej części wykładów. Sztuczny neuron można zaś rozpatrywać jako specyficzny przetwornik sygnałów działający według następującej zasady. Na wejście przetwornika podawane są sygnały wejściowe, które następnie są mnożone przez odpowiednie współczynniki wag (odpowiadające „sile” połączeń synaptycznych w biologicznym neuronie). „Ważone” sygnały wejściowe są następnie sumowane i na tej podstawie wyznacza się aktywność neuronu. Oto schemat sztucznego neuronu:



Rys. 3. Schemat sztucznego neuronu

Fig. 3. Diagram of artificial neuron

Jak widać na rysunku, model sztucznego neuronu składa się z dwóch bloków: bloku sumowania Σ i bloku aktywacji F . W pewnym przybliżeniu blok sumowania odpowiada biologicznemu ciału komórki, w której realizowane jest algebraiczne sumowanie ważonych sygnałów wejściowych, oraz generowany jest sygnał wyjściowy φ , który może być traktowany jako potencjał membranowy komórki.

Potencjał membranowy można wyliczyć ze wzoru:

$$\varphi = \sum_{i=1}^m w_i u_i = \mathbf{w}^T \mathbf{u} \quad (1)$$

We wzorze tym \mathbf{w} jest wektorem współczynników wag, \mathbf{u} – wektorem sygnałów wejściowych, T – operatorem transponowania wektora lub macierzy, m – liczbą wejść neuronu.

Sygnał φ poddawany jest przetwarzaniu przez blok aktywacji F , który w zależności od potrzeb może być opisany różnymi funkcjami.

Może to być np. prosta funkcja liniowa – wówczas sygnał wyjściowy y ma postać:

$$y = k\varphi \quad (2)$$

k – jest zadany współczynnikiem.

Sieci budowane z wykorzystaniem neuronów o wyjściach opisanych tą zależnością nazywa się sieciami liniowymi. W literaturze [21] sieci takie nazywane są także sieciami Madaline, a tworzące je neurony nazywa się odpowiednio Adaline. Są to najprostsze ze znanych sieci, które znalazły praktyczne zastosowanie.

Innym typem funkcji opisującej blok aktywacji może być funkcja skoku jednostkowego. W tym przypadku sygnał wyjściowy jest równy:

$$y = \begin{cases} 1, & \varphi > \varphi_h \\ 0, & \varphi \leq \varphi_h \end{cases} \quad (3)$$

φ_h – jest zadaną stałą wartością progową.

Funkcjami, które w dokładniejszy sposób opisują nieliniową charakterystykę przejścia neuronu biologicznego, są funkcje sigmoidalne, opisane wzorem:

$$y = \frac{1}{1 + e^{(-\beta\varphi)}} \quad (4)$$

gdzie β jest zadany parametrem, oraz funkcje tangensoidalne:

$$y = \tanh\left(\frac{\alpha\varphi}{2}\right) \frac{1 - e^{(-\alpha\varphi)}}{1 + e^{(-\alpha\varphi)}} \quad (5)$$

gdzie α jest zadany parametrem, a $\tanh()$ – funkcją tangens hiperboliczny.

Należy zwrócić uwagę na następujące zależności dla funkcji sigmoidalnej:

$$\begin{aligned} \beta\varphi \rightarrow \infty &\Rightarrow y \rightarrow 1 \\ \beta\varphi \rightarrow -\infty &\Rightarrow y \rightarrow 0 \\ \beta \rightarrow \infty &\Rightarrow \frac{1}{1 + e^{-\beta\varphi}} \rightarrow \mathbf{1}(\varphi) \end{aligned} \quad (6)$$

gdzie $\mathbb{1}(\varphi)$ jest funkcją [21] Heaviside'a:

$$\mathbb{1}(\varphi) = \begin{cases} 1, & \varphi > 0 \\ 0, & \varphi \leq 0 \end{cases} \quad (7)$$

Dla funkcji tangensoidalnej odpowiednio:

$$\begin{aligned} \alpha\varphi \rightarrow \infty &\Rightarrow y \rightarrow 1 \\ \alpha\varphi \rightarrow -\infty &\Rightarrow y \rightarrow -1 \\ \alpha \rightarrow \infty &\Rightarrow \tanh\left(\frac{\alpha\varphi}{2}\right) \rightarrow \operatorname{sgn}(\varphi) \end{aligned} \quad (8)$$

przy czym $\operatorname{sgn}(>)$ oznacza funkcję signum, czyli:

$$\operatorname{sgn}(\varphi) = \begin{cases} +1, & \varphi > 0 \\ -1, & \varphi \leq 0 \end{cases} \quad (9)$$

Wykresy funkcji sigmoidalnych i tangensoidalnych mają kształt zbliżony do litery *S*, a funkcja tangensoidalna jest ponadto symetryczna względem początku układu współrzędnych. Szereg zalet wynikających ze stosowania nieliniowych funkcji tego typu będzie przedstawiony przy okazji omawiania algorytmów uczenia sieci opartych na gradientowych metodach optymalizacji.

Należy dodać, że opisane tu wzory nie uwzględniają wielu charakterystyk biologicznych neuronów. Przede wszystkim są to modele statyczne, w których pominięto czasy opóźnień będące efektem działania dynamiki systemu. Nie uwzględnia się tu również efektów synchronizacji lub funkcji modulacji częstotliwości neuronu biologicznego. Pomimo wymienionych ograniczeń sieci budowane z wykorzystaniem takich uproszczonych modeli matematycznych wykazują wiele cech, które są charakterystyczne dla systemów biologicznych.

3. Podsumowanie i wnioski końcowe

W wyniku przeprowadzonych rozważań wykazano możliwość zastosowania modeli hybrydowych w procesie programowania rozległych systemów zaopatrzenia w wodę. Model hybrydowy ma charakter strukturalny, jest powtarzalny, dyskretny w stanie. Model hybrydowy systemu zaopatrzenia w wodę pozwala na projektowanie nowych systemów, oce-

nę pracy i analizę działania całego i poszczególnych elementów istniejących systemów wodociągowych.

Niniejsza praca ma charakter wstępny, studialny, a w dalszych jej częściach podjęta zostanie próba implementacji hybrydowego modelu systemu zaopatrzenia w wodę.

Literatura

1. **Bartkiewicz B.:** *Ścieki przemysłowe*. Oficyna Wydawnicza PW, Warszawa, 2000.
2. **Biedugnis S., Miłaszewski R.:** *Metody optymalizacyjne w wodociągach i kanalizacji*. PWN, Warszawa, 1993.
3. **Biedugnis S., Podwójci P.:** *Studium na temat danych wejściowych modeli optymalizacyjnych regionalnej gospodarki odpadami komunalnymi*. VI Sem. Inst. ZWiBW PW, Oficyna Wyd. PW, Warszawa, 177-189, 1999.
4. **Biedugnis S., Podwójci P., Smolarkiewicz M.:** *Regional optimizing Model for Systems of Municipal Waste Disposal and Utilization Model for Systems of Municipal Waste Disposal and Utilization in dynamic Contest (Weryfikacja oraz ocena współzależności wybranych parametrów wejściowych i wyjściowych modelu regionalnej gospodarki odpadami w wersji dynamicznej)*. XXII Międzynarodowe Sympozjum im. Bolesława Krzysztofika AQUA' 2001, Materiały Konferencyjne, tekst referatu na CD-ROM s. 44, Płock, 2001.
5. **Gomółka B.:** *Podstawy ochrony środowiska*. Wyd. Politechniki Wrocławskiej, 1980.
6. **Harrison E., Angell R.:** *Waste Prevention Tool Kit for Local Governments*. Cornell Waste Management Institute, 1992
7. **Hicman H.:** *Collection of Residential Solid Waste*. In: *The Solid Waste Handbook: A Practical Guide* ed. by Robinson W., John Wiley & Sons, NY, 1986.
8. **Józwiak J.:** *Statystyka od podstaw*. Polskie Wyd. Ekonomiczne, Warszawa, 1997.
9. **Koniński R.A.:** *Sztuczne sieci neuronowe*. WNT, Warszawa, 2002.
10. **Kellinson S.:** *Theory of Interest*. Irwin, 1971.
11. **Krajewski K.:** *Metody optymalizacji w inżynierii środowiska*. Oficyna Wydawnicza PW, Warszawa, 1993.
12. **Marks D.H., Liebman J.C.:** *Mathematical analysis of solid waste collection*. Bureau of Solid Waste Management, 1970.
13. **McCutcheon J., Scott W.:** *An Introduction to the Mathematics of Finance*. Butterworth-Heinemann, 1991.

14. **Morrison D.:** *Wielowymiarowa analiza statystyczna*. PWN, Warszawa, 1990.
15. **Osowski S.:** *Sieci neuronowe do przetwarzania informacji*. WFUJ, Kraków, 2002.
16. **Podwójci P., Biedugnis S.:** *Studium na temat danych wejściowych modeli optymalizacyjnych regionalnej gospodarki odpadami komunalnymi*. Grant KBN nr 3 T09C 052 15, Warszawa, 2000.
17. **Rogalska D.:** *Programowanie liniowe*. Wyd. Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź, 1998.
18. **Scharper L.:** *Transfer of Municipal Solid Waste*. The Solid Waste Handbook, John Wiley & Sons, NY, 1986.
19. **Shuster K.A.:** *A Five-Stage Improvement Process for Solid Waste Collection Systems*. US EPA, Washington D.C., 1974.
20. **Siudak M.:** *Badania operacyjne*. Oficyna Wydawnicza PW, Warszawa, 1997.
21. **Staniszewski R.:** *Teoria systemów*. Wszechnica Polskiej Akademii Nauk, Ossolineum, Wrocław, 1988.
22. **StatSoft Polska:** *Statistica Pl dla Windows*. Kraków, 1997.
23. **Stevens J.:** *Applied multivariate statistics for the social sciences*. Hillsdale, NJ Erlbaum, 1986.
24. **Szajna J.:** *Turbo Prolog. Programowanie w języku logiki*. WNT, Warszawa 1991.
25. **Tadeusiewicz R.:** *Sieci Neuronowe*. Wydawnictwa Internetowe AGH, (<http://winntbg.bg.agh.edu.pl/skrypty/1/>).
26. **Tadeusiewicz R.:** *Wprowadzenie do sieci neuronowych*. Kraków, 2001.
27. **Wagner H.:** *Badania operacyjne*. PWN, Warszawa, 1980.
28. *Waste Age*. Composting and waste management Plan, 1990.
29. **Witkowska D.:** *Sztuczne sieci neuronowe i metody statystyczne*. C.H.Beck, Warszawa, 2002.
30. **Wiśniewski M.:** *Elementy matematyki finansowej*. maszynopis, Wydział Nauk Ekonomicznych, Uniwersytet Warszawski, Warszawa, 1999.
31. **Zeigler B.:** *Teoria modelowania i symulacji*. PWN, Warszawa, 1984.
32. <http://www.lpa.co.uk> – strona firmy LPA,
33. <http://www.hallogram.com/science/lpaprolog/index.html> – strona firmy Hallogram,
34. <http://www.ccl.umist.ac.uk/teaching/material/5003/lpa/> – krótki opis programu LPA WinProlog,
35. <http://www.ozemail.com.au/~prosoft/casd16b.htm> – opis możliwości programu LPA Prolog.
36. <http://kti.mff.cuni.cz/~bartak/prolog.old/> – interaktywny kurs nauki Prolog.

Mathematical Modelling of Water Supply Networks

Abstract

Many existing water supply systems in Poland is not in the satisfactory condition. In such conditions, it becomes problematic to prepare a properly functioning water and wastewater management system in the area. Computer systems equipped with applications that allow for the proper, efficient design of water supply and sewage systems, and analysis of running of existing ones using various types of mathematical models, including hybrid models, can be helpful in solving mentioned problems.

Therefore, it is advisable to undertake the work and research on models of water supply systems in order to know more deeply their structure and to rationalize designing, use and operation of those systems. As a result, the final results of the work in this area should contribute to improving knowledge of water systems, the relationship between individual basic elements of those systems, facilitating designing and operation of water supply systems and increase their level of reliability, which in turn will improve water supply to users .

To date, no computer studies have been conducted on models of networks using a hybrid neuro-mathematical models. Most of the research and dissertations were based on existing mathematical models of water supply networks.

Formulae described in this paper do not include many characteristics of biological neurons. First of all, these are static models, in which delay times which result from the dynamics of the system were excluded. Effects of synchronization or frequency modulation function of the biological neuron are not also included. Despite these limitations networks built using such simplified mathematical models show many features that are characteristic to biological systems.

As a result of considerations, the possibility of hybrid models application in the programming process of extensive water supply systems was proved. Hybrid model is structural in nature, is repetitive, discrete in state. Hybrid model of water supply system allows to design new systems, evaluation of the work and analysis of running of the whole and individual elements of existing water supply systems.

This work is preliminary, studial, and its further parts will be concerned on the attempt of implementation of a hybrid model of water supply system.



Edukacja ekologiczna w praktyce szkolnej

Agnieszka Hłobił
Politechnika Koszalińska

1. Wstęp

Podstawą kształtowania nowej świadomości społecznej poszerzonej o świadomość ekologiczną jako integralną część zrównoważonego rozwoju jest wiedza. Zdobywanie jej, przetwarzanie i wykorzystywanie w różnych przedsięwzięciach to podstawa działań racjonalnego podmiotu. Chcąc kształcić na rzecz zrównoważonego rozwoju zachodzi konieczność ustawicznej edukacji nie tylko dzieci i młodzieży, ale także dorosłych. Działania te powinny być prowadzone przez odpowiednio przygotowane grupy edukatorów i zawierać się w dobrze przemyślanym systemie obejmującym współpracę ze szkołami i organizacjami pozarządowymi. Należy podkreślić, że edukacja ekologiczna będzie spełniać zadania do jakich została powołana wówczas, jeśli będzie ona obejmować każdy zakres i wszystkie poziomy edukacji formalnej i nieformalnej. Powinna mieć przede wszystkim charakter interdyscyplinarny oraz międzygeneracyjny. Właściwa i skuteczna ochrona środowiska naturalnego (w tym ochrona różnorodności biologicznej) uzależniona jest od poziomu wiedzy społeczeństwa i od preferowanych stylów życia. Zarówno wiedza jak i styl życia podlegają ciągłym zmianom, przede wszystkim dzięki edukacji, prowadzącej do upowszechnienia wzorca kultury ekologicznej. Należy przy tym pamiętać, że ekologia jako dziedzina biologii badająca wzajemne relacje między organizmami a środowiskiem, w którym żyją, wymusza holistyczne podejście do zjawisk zachodzących w przyrodzie.

Zatem cele poznawcze obejmujące wiedzę o środowisku, jego ochronie i zagrożeniach, należy łączyć z kształtowaniem postaw nacechowanych wrażliwością i szacunkiem dla środowiska, a także dążeniem do kontaktu ze środowiskiem i racjonalnego korzystania z niego [10].

2. Cele, zadania i treści edukacji ekologicznej

W myśl dokumentów opracowanych na konferencji Narodów Zjednoczonych „Środowisko i Rozwój” w Rio de Janeiro (1992) m.in. takich jak: „Deklaracja z Rio” i „Agenda 21” – cele, zadania i metody edukacji ekologicznej powinny wynikać z przyjętych założeń rozwoju zrównoważonego, który zakłada, że ochrona środowiska, wzrost ekonomiczny i rozwój człowieka (zarówno indywidualny jak i społeczny) są od siebie zależne i kształtują się wzajemnie. Niezbędnym warunkiem w osiąganiu zrównoważonego rozwoju jest prowadzenie edukacji ekologicznej społeczeństw [12]. Edukacja ta umożliwia upowszechnianie idei zrównoważonego rozwoju oraz propagowanie działań spójnych z tą ideą. W związku z tym edukacja ekologiczna w nowoczesnej szkole uwzględnia w swoich treściach wpływ działalności człowieka na środowisko i konsekwencje, wynikające z tego, a także ma na celu podniesienie świadomości ekologicznej dzieci i młodzieży oraz całego społeczeństwa. Edukacja ta ma wymiar interdyscyplinarny i zakłada podejmowanie przez nauczycieli w szkole spójnych i kompleksowych oddziaływań dydaktyczno-wychowawczych w tym zakresie [4]. Można powiedzieć, że jest to edukacja, prowadzona od najmłodszych lat do wieku dojrzałego i jest procesem ciągłym, nie kończącym się w czasie.

Rola szkoły w kształtowaniu pozytywnych postaw uczniów względem przyrody i problemów związanych z jej ochroną jest bardzo duża. Program nauczania, zawierający bogate treści ekologiczne, wyznacza procesowi dydaktyczno-wychowawczemu duże zadania w związku z realizacją celów poznawczych, kształcących i wychowawczych. W odniesieniu do środowiska przyrodniczego chodzi przede wszystkim o utrwalenie i pogłębienie przekonań o konieczności jego ochrony, kształtowania i rekultywacji środowisk zdegradowanych [2, 5, 6]. Aby mógł żyć człowiek, przyroda nie może zginąć. Określoną postawę uczeń przejawia w sposobie zachowania się w rozmaitych sytuacjach. I tak doznaje przyjemnego uczucia, a nawet pewnych emocji na piękno przyrody, gdy jego postawa wobec środowiska przyrodniczego jest pozytywna. Emocje nega-

tywne, nieprzyjemne przeżywa, gdy środowisko ulega zniszczeniu i dewastacji. Właściwe kształtowanie postawy ekologicznej stanowi dobrą podstawę dla dalszego, pogłębionego rozwoju dziecka i powinno być skierowane na określony świat wartości naczelných, którymi jest humanizm, a także świat przyrody i społeczeństwa. Postawa człowieka musi wypływać ze świadomych życiowych przekonań, dotyczących tego, co w życiu cenne i godne wysiłku. J. Kufel sądzi, że „kształtowanie postaw odbywa się poprzez tworzenie konkretnych sytuacji wychowujących. Szeroki wachlarz oddziaływań wychowawczych następuje w sytuacji bliskiego kontaktu ucznia z obiektem przyrodniczym w warunkach pracowni szkolnej, a więc podczas prowadzenia hodowli np. roślin i doświadczeń” [6]. Istotne jest również to, że „modelowanie pozytywnych cech osobowości wychowanków następuje w sposób szczególny poprzez włączanie ich do aktywnego uczestnictwa w pracach na rzecz ochrony przyrody i środowiska przyrodniczego” [6]. Innym, równie skutecznym sposobem kształtowania postaw jest oddziaływanie eksperymentalne polegające na wywoływaniu u uczniów pozytywnych reakcji i zachowań.

Jeśli oczekujemy od społeczeństwa zachowań prośrodowiskowych, musimy wcześniej stworzyć warunki dla wykształcenia postaw i umiejętności bezkonfliktowego współżycia z przyrodą. Za główny cel edukacji ekologicznej uznaje się dostarczenie uczniom wiedzy o środowisku, powiązaniach, skutkach ingerencji człowieka w przyrodę. Nauczanie ekologiczne natomiast powinno kształtować świadomość ekologiczną, rozumianą jako odpowiedzialną postawę człowieka w stosunku do przyrody. Postawa ta nakazuje oszczędne gospodarowanie dobrami przyrody. Proces reformowania systemu szkolnictwa stwarza możliwości nadania edukacji ekologicznej należnej jej rangi w działalności dydaktyczno-wychowawczej każdej szkoły.

W *Podstawie Programowej Kształcenia Ogólnego* [14] problematyka ekologiczna w różnym natężeniu pojawia się w wielu przedmiotach i blokach przedmiotowych – zarówno w sformułowanych tam celach edukacyjnych, jak i zadaniach szkoły, treściach kształcenia i oczekiwanych osiągnięciach uczniów. W świetle dotychczasowej obowiązującej *Podstawy programowej* uczniowie począwszy od II do IV etapu kształcenia, ucząc się w szkole, pogłębiają wiedzę i kształtują postawy oraz umiejętności, które są ujęte w sposób ogólny w treściach ścieżki międzyprzedmiotowej „Edukacja Ekologiczna”. Uczniowie klas I-III szkoły

podstawowej (I etap kształcenia) jak i dzieci wieku przedszkolnego w procesie wychowania i kształcenia poznają również wybrane wątki z edukacji ekologicznej, adekwatne do poziomu rozwoju ucznia. Edukacja młodszych dzieci dotyczy głównie kształtowania postaw proekologicznych, zachowań przyjaznych środowisku i innemu człowiekowi.

W świetle nowej *Podstawy Programowej Kształcenia Ogólnego* [15] nie przewidziano żadnych ścieżek międzyprzedmiotowych, w tym ścieżki „Edukacja Ekologiczna”. Nasuwa się zatem pytanie: jak w zreformowanej szkole będzie prowadzona edukacja ekologiczna? W nowym opracowaniu *Podstawy Programowej* wszystkie treści związane z edukacją ekologiczną zostały w sposób harmonijny wkomponowane w treści edukacji przedmiotowej na wszystkich etapach kształcenia.

Analizując powyższy dokument zauważamy, że największą odpowiedzialność za prowadzenie edukacji ekologicznej spoczywa na przedmiotach przyrodniczych na wszystkich etapach kształcenia (przyroda, biologia, chemia, geografia i fizyka). Najwięcej zagadnień z tego zakresu pojawia się w przedmiocie przyroda (II i IV etap kształcenia) i edukacji przyrodniczej (I etap kształcenia). Na szczególną uwagę zasługuje przedmiot przyroda wprowadzany na IV etapie kształcenia jako przedmiot uzupełniający dla uczniów, którzy wybrali nauki humanistyczne na poziomie rozszerzonym. Edukacja ekologiczna nie ogranicza się jedynie do przedmiotów wymienionych powyżej. W wielu innych przedmiotach na różnych etapach kształcenia pojawiają się wybrane wątki tematyczne związane z edukacją ekologiczną, przy czym omawiane treści są adekwatne do nauczanego przedmiotu i możliwości rozwojowych ucznia. Tak, więc znajdziemy wybrane treści z edukacji ekologicznej osadzone w wymaganiach szczegółowych takich przedmiotów jak: historia i społeczeństwo (II etap), wiedza o społeczeństwie (III etap), etyka (I, III i IV etap), zajęcia techniczne (II etap), wychowanie fizyczne (IV etap), edukacja dla bezpieczeństwa (II etap).

Ponadto należy podkreślić, że treści związane z edukacją ekologiczną są opracowane w tzw. języku efektów kształcenia, czyli że sprecyzowano dokładnie, co uczeń powinien wiedzieć, umieć i jakie postawy prezentować po ukończeniu danego etapu kształcenia. Ten szczegółowy wykaz oczekiwanych umiejętności i wiedzy opracowano z zastosowaniem *czasowników operacyjnych* [11], co ułatwi planowanie pracy nauczycielom oraz porównywanie efektów kształcenia po każdym z etapów

kształcenia uczniów. Według nowej Podstawy Programowej edukacja ekologiczna powinna być prowadzona w miarę możliwości w środowisku przyrodniczym. Zaleca się prowadzenie zajęć terenowych gdzie uczniowie mogliby samodzielnie prowadzić badania, obserwacje, analizować wyniki i generować na tej podstawie wnioski, proponować rozwiązania zaistniałych i dostrzeżonych problemów. Ważne jest, by uczniowie poprzez działanie, przeżywanie samodzielnie dochodzili do wiedzy.

Tak rozumiana edukacja ekologiczna, kształtująca właściwe postawy ekologiczne, powinna odbywać się na wszystkich poziomach kształcenia; od poziomu przedszkolnego poczynając, a na wyższym i podyplomowym kończąc na dwóch płaszczyznach.

Pierwsza płaszczyzna dotyczy edukacji, która odbywa się w ramach systemów edukacji i kształcenia, od poziomu przedszkolnego poczynając, a na wyższym kończąc. Podstawowymi narzędziami pozwalającymi na formalną edukację ekologiczną są specjalistyczne podręczniki, informatory, wprowadzanie do programów szkolnych treści ekologicznych np. w formie ścieżek międzyprzedmiotowych (gimnazja), organizowania olimpiad ekologicznych, tworzenia klas z programami autorskimi z zakresu ekologii i ochrony środowiska, wprowadzania do programów szkół wyższych przedmiotów z zakresu ochrony i kształtowania środowiska, tworzenia kierunków bądź specjalności związanych z problematyką ekologiczną.

Druga płaszczyzna edukacji ekologicznej to edukacja nieformalna. Może się ona dokonywać poprzez oddziaływanie bierno lub czynne. Przy oddziaływaniu biernym wykorzystuje się środki masowego przekazu, opracowuje materiały w postaci ulotek, broszur, informatorów, książek, które dostosowane są do poziomu wykształcenia i wieku; przeprowadza się różnego typu przedsięwzięcia edukacyjne, szkolenia, wystawy realizowane na różnych szczeblach, od lokalnego do globalnego przy okazji różnorodnych wydarzeń ekologicznych. W ramach oddziaływania czynnego mamy do czynienia z aktywnym uczestnictwem edukacyjnym. Przejawia się to w organizowaniu przedsięwzięć, zarówno masowych jak i tych o charakterze lokalnym [12].

Można więc uznać, że edukacja ekologiczna będzie spełniać zadania do jakich została powołana wówczas, jeśli będzie ona obejmować każdy zakres i wszystkie poziomy edukacji formalnej i nieformalnej. Powinna mieć charakter interdyscyplinarny oraz międzygeneracyjny. Do jej zadań [12] na poszczególnych etapach kształcenia powinno należeć:

Edukacja środowiskowa w wychowaniu przedszkolnym powinna polegać na:

1. Wyzwalaniu chęci oraz kreowaniu umiejętności obserwowania środowiska naturalnego.
2. Kształtowaniu wrażliwości zarówno na piękno jak i na szkody w środowisku.
3. Uczeniu szacunku dla innych istot.
4. Oddziaływaniu na styl życia i świadomość ekologiczną rodziców.
5. Kształtowaniu nawyków i zachowań proekologicznych w życiu codziennym.

Dla realizacji tych celów należy:

- rozszerzyć i pogłębić program studiów dla wychowawców przedszkolnych, uwzględniając specyficzne potrzeby edukacji ekologicznej wśród przedszkolaków.
- zapewnić dostęp do atrakcyjnych pomocy dydaktycznych i zabawek.
- zwiększyć liczbę programów radiowych i telewizyjnych, zawierających treści ekologiczne, adresowanych do najmłodszych.

Edukacja środowiskowa w szkołach podstawowych i ponadpodstawowych powinna polegać na:

- kształtowaniu człowieka świadomego swej jedności ze środowiskiem przyrodniczym i społeczno kulturowym,
- rozwijaniu umiejętności obserwowania środowiska oraz gromadzenia o nim informacji,
- poznaniu praw i współzależności rządzących przyrodą, a także zachodzących pomiędzy przyrodą a człowiekiem,
- kształtowaniu umiejętności rozwiązywania problemów zgodnie z posiadaną wiedzą i przyswojonym systemem wartości,
- pobudzaniu wrażliwości na piękno przyrody i ład przestrzenny,
- kształtowaniu postawy szacunku dla życia i zdrowia, zarówno własnego, jak i wszystkich innych istot,
- prowadzeniu aktywnych form edukacji w terenie, np. zielone szkoły,
- współpracy między nauczycielami w tworzeniu klimatu sprzyjającego realizacji podstawowych celów edukacji ekologicznej.

Szkoła powinna:

- inicjować i korzystać z kontaktów z władzami samorządowymi oraz innymi reprezentantami społeczności lokalnej, szkołami wyższymi, terenowymi ośrodkami edukacji ekologicznej i innymi instytucjami oraz organizacjami,
- inicjować oraz uczestniczyć w krajowych i międzynarodowych programach edukacji ekologicznej,
- stale podejmować i rozszerzać zakres praktycznych działań na rzecz ochrony środowiska w szkole i jej otoczeniu,
- eksponować pozytywną rolę dzieci w edukacji ekologicznej dorosłych,
- prowadzić edukację ekologiczną w terenie.

Edukacja środowiskowa w szkołach wyższych powinna polegać na:

1. Kształceniu mającym na celu wprowadzenie w problematykę środowiskową przyszłych absolwentów wszystkich szkół wyższych. Zakres tego kształcenia, jego formy i obligatoryjne należy traktować w sposób zróżnicowany.
2. Przygotowywaniu specjalistów do pracy zawodowej w zakresie ochrony środowiska.
3. Organizowaniu studiów podyplomowych uzupełniających wiedzę w zakresie ochrony środowiska.
4. Kształceniu na poziomie wyższym na studiach bezzawodowych, uniwersalnych tzw. europejskich.
5. Prowadzeniu nieformalnej edukacji ekologicznej przez organizowanie otwartych uniwersytetów i wykładów.

3. Metody i formy edukacji ekologicznej

Początkiem realizacji wyżej wymienionych celów i zadań edukacji ekologicznej jest etap wychowania przedszkolnego. To właśnie pierwsze lata życia dziecka decydują o jego rozwoju i dalszych losach. Wtedy kształtują się jego możliwości intelektualne i rozwija się większość wrodzonych predyspozycji. Dlatego działania edukacyjne, na tym etapie oddziaływania wychowawczego, stymulowania rozwoju intelektualnego i społecznego dziecka przynoszą najlepsze rezultaty. Jest to też

najlepszy okres na kształtowanie postaw i umiejętności proekologicznych, które małe dzieci wynosząc z przedszkola, będą wykorzystywać w dorosłym życiu. E. J. Frątczakowie uważają, że „w dziecku w wieku przedszkolnym kształtuje się postawa ekologiczna, która charakteryzować się będzie szeroką zdolnością percepcji wobec zjawisk przyrodniczych i społecznych, ciekawością świata i praw nim rządzących, świadomością i rozumieniem powiązań, zależności i praw panujących w przyrodzie, odpowiedzialnością, poczuciem więzi z przyrodą i ludźmi” [6]. W edukacji przedszkolnej kształtowanie pozytywnych postaw wobec przyrody odbywa się poprzez prowadzenie z dziećmi systematycznych obserwacji otaczającego je środowiska, czytanie odpowiedniej literatury, organizowanie zabaw, uwrażliwianie dziecka na piękno natury, wzbudzanie w dziecku pozytywnych uczuć wobec przyrody. W trakcie realizacji edukacji ekologicznej w wieku przedszkolnym i wczesnoszkolnym ważne jest organizowanie warunków i sytuacji do bezpośredniego kontaktu z przyrodą. Spotkanie ze środowiskiem przyrodniczym wywołuje bowiem u dzieci silne uczucia, a także gotowość poznania i ochrony przyrody.

Edukacja małych dzieci w zakresie ochrony środowiska powinna stanowić jedynie składową część działalności dydaktyczno-wychowawczej i wychowawczo-opiekuńczej zarówno nauczyciela jak i rodziców, a przy tym powinna inspirować do aktywnej samoedukacji. Istotne źródło współczesnego kryzysu ekologicznego tkwi w mechanizmach myślenia człowieka, stąd najcenniejszymi wartościami, jakie należy rozwijać to pozytywne wobec środowiska postawy poznawcze, emocjonalne i działania [6]. Z tym, że przez pozytywną postawę wobec środowiska rozumie się „dodatnie ustosunkowanie się człowieka do wszystkich elementów tego środowiska oraz gotowość do wypowiedania się (w szerokim tego słowa znaczeniu) o cechach tego środowiska, a przede wszystkim chęć i umiejętność ochrony [2]. Aktualnie narasta konieczność przewartościowania postaw człowieka względem przyrody. Dlatego istotną rolę w tym zakresie może spełniać spójny i zharmonizowany system edukacji i wychowania próśrodowiskowego dzieci i młodzieży oraz inspirowanie do wzmożonego i efektywnego działania w zakresie wielorakich form ochrony i kształtowania środowiska przyrodniczego. Pogłębiona w toku edukacji wiedza i świadomość oraz wyobraźnia ułatwia utrwalenie kwestii związanej z zachowaniem równowagi między eksplo-

atacją przyrody, a jej regeneracją. Edukacja powinna być akceptowana i realizowana przez ogół nauczycieli, poprzez właściwe wykorzystanie treści ekologicznych zawartych w programach nauczania danego szczebla szkolnictwa. Dostrzega się coraz wyraźniej, że treści związane z nauczaniem i wychowaniem środowiskowym należy prezentować w sposób interesujący, aby w następstwie uczyły one nowego podejścia do problemów związanych z ekologią. Cóż bowiem dają najpiękniejsze nawet treści werbalne, które nie rozbudzają autentycznych potrzeb czynnego uczenia się i rozwiązywania wysuwanych problemów. Wieloaspektowe cele wychowania i edukacji środowiskowej wymagają kompleksowego nauczania, przeżywania i działania [9]. W edukacji ekologicznej każde dziecko powinno stać się aktywnym uczestnikiem, i umieć współdecydować o tym, czego i w jaki sposób się uczyć. Swoista wrażliwość dziecka, jego zdolność do wnikliwej obserwacji przyrody, a zwłaszcza ciekawość i radość, jaką wykazuje w bezpośrednim kontakcie z przyrodą stwarza przed nauczycielem nieograniczone wręcz możliwości różnicowania form edukacji ekologicznej [6]. I tak do najczęściej stosowanych form należy zaliczyć spacer i wycieczki na tereny wybranych biocenoz oraz obiektów przyrody żywej i nieożywionej. Dzięki nim dzieci mają możliwość całościowego postrzegania współczesnego świata w tym też skomplikowanego systemu i relacji przyroda – człowiek. Skuteczną formą stosowaną w zakresie edukacji ekologicznej jest samoobsługa dzieci jak i wykonywanie prac na rzecz innych osób. Działania te mogą mieć charakter doraźny lub systematyczny np. organizowanie akcji zbiórki makulatury, oczyszczanie alejek w parku albo realizacja systematycznej opieki nad wybranym zielcem, kwietnikiem itp. Nie mniej wartościową formą zajęć są praktyczne prace wytwórcze, których rezultatem są np. zabawki, makiety itp. wykonane z odpadów użytkowych. Istotną rolę spełnia także uczestnictwo w opiece nad zwierzętami np. dokarmianie ptaków, ssaków, jak również prace pielęgnacyjne roślin w sali szkolnej, lub w dydaktycznym kąci przyrodniczym, ewentualnie na działce szkolnej. [16].

Zadaniem edukacji ekologicznej na etapie szkoły podstawowej i ponadpodstawowej jest oddziaływanie na system wartości u dzieci i młodzieży oraz wskazywanie im motywów działania na rzecz ochrony środowiska. Edukacja ta ma uświadomić konieczność podjęcia konkretnych działań zapobiegających degradacji środowiska człowieka. Pozytywny stosunek dzieci i młodzieży do przyrody można kształtować po-

przez stworzenie podczas lekcji sytuacji dydaktycznych, które sprawią, że wystąpi związek emocjonalny z przyrodą i poczucie odpowiedzialności za jej losy. Edukacja taka winna odbywać się przede wszystkim w terenie, gdzie jest możliwość obserwacji negatywnych i pozytywnych skutków ingerencji człowieka w przyrodę. Dostarczenie takich przykładów oddziałuje na wyobraźnię, dlatego przyniesie większe efekty. Sprzyjającymi sytuacjami do kształtowania proekologicznego są także lekcje oddziałujące na świadomość uczniów i kształtujące ich emocjonalny stosunek do przyrody. Analiza tekstów literackich dostarcza przeżyć estetycznych wynikających z opisywania treści przyrodniczych pięknym poetyckim językiem. Uczucia te nakładają się na odczucia piękna przeżyte w bezpośrednim kontakcie z przyrodą. Piękno przyrody zyskuje, więc nowe zabarwienie, jest przeżywane bardziej wielostronnie. W toku edukacji ważna jest postawa nauczyciela, oddziaływanie zarówno na dzieci jak i na rodziców. Jest rzeczą istotną, by sam nauczyciel był przekonany o ważności tego zadania, liczył się z potrzebami, zainteresowaniami i możliwościami dzieci, a wtedy działania odniosą oczekiwany sukces. Jednym z ciekawszych sposobów budzenia zainteresowania otaczającym światem i kształtowania postawy badawczej jest formułowanie zadań dydaktycznych na przykładzie pytań i poleceń, a także studiowanie samej przyrody w terenie. W literaturze przedmiotowej wyszczególnione są różne metody zalecane do realizacji edukacji ekologicznej, wśród których aktywizującą rolę pełnią: obserwacja i pomiar, metoda problemowa, zabawy i gry dydaktyczne oraz inscenizacja.

Obserwacja i pomiar są metodami zajęć terenowych, które umożliwiają bezpośredni kontakt ze środowiskiem. Obserwacja jako sposób kształcenia polega na planowym i świadomym postrzeganiu przedmiotów, zjawisk i procesów. Owe postrzeganie może odbywać się „poza ławka szkolną” (obserwacja bezpośrednia) jak też w klasie szkolnej (obserwacja pośrednia). Skuteczność obserwacji uwarunkowana jest następującymi czynnikami:

- nauczyciel ma określić temat obserwacji,
- uwagę uczniów należy skierować na wybrany przedmiot lub zjawisko,
- należy wyeliminować czynniki powodujące odwracanie uwagi obserwatorów,
- w toku obserwacji powinno nastąpić skojarzenie nazwy z oglądanym przedmiotem czy zjawiskiem,

- uczniowie powinni posiadać już pewien zasób wiadomości o postrzeganych przedmiotach i zjawiskach.

Warunkiem skutecznego postrzegania jest także emocjonalne zaangażowanie obserwatorów. Obserwacja jest ściśle związana z preferowaną na zajęciach metodą problemową. Jednak podstawą realizacji tej metody jest występowanie rzeczywistych problemów. Przy czym problemem są tylko te trudności, których pokonanie polega na rozumowym wyjaśnieniu rzeczy i zjawisk, czyli na znajdowaniu i zastosowaniu prawidłowości i teorii wyjaśniających. Metoda problemowa towarzyszy pracy badawczej podczas której następuje zespołowe budowanie pomysłów rozwiązania konkretnego zadania. Chodzi tu o fakt wyszukiwania nowych oryginalnych sposobów rozwiązań. Urozmaiceniem zajęć są zabawy i gry dydaktyczne, które konstruują treści włączając je w modele rzeczywistych zjawisk, sytuacji i procesów, a także pozwalają na uchwycenie nowych, słabo dostrzeganych aspektów tematyki ekologicznej. Zabawy i gry dydaktyczne rozwijają myślenie, kształtują postawę wobec środowiska, ukierunkowują myślenie o przyszłości i zmuszają do refleksji nad konsekwencjami podejmowanych działań. Interesująca z punktu widzenia potrzeb ucznia jest inscenizacja, która polega na tym, że poszczególnym uczestnikom zajęć powierza się do odtworzenia role konkretnych osób występujących w sytuacji prawdziwej, ale zaadaptowanej dla celów dydaktycznych. Utożsamianie się z kreowaną postacią oraz emocjonalne zaangażowanie ucznia wyzwała szczególną atmosferę, która sprawia, że poznaje on nie tylko treści merytoryczne związane ze środowiskiem, ale konstruuje pomysły dotyczące własnych działań na rzecz środowiska [16]. Rzadziej stosowana jest przez nauczyciela drama, która odwołuje się nie tylko do zasobów wiedzy ucznia, ale także do jego wyobraźni, twórczości i wrażliwości.

Realizacja treści ekologicznych wymaga od nauczyciela korzystania z zasad dydaktycznych. Pierwsza z nich koncentruje się na doborze zadań i środków do ich realizacji w celu kształtowania określonych dyspozycji i postaw ucznia wobec środowiska. Druga zasada dotyczy etapowości kształtowania umiejętności i postaw. Trzecia zasada wiąże się z bezpośrednim kontaktem ucznia z obiektami i zjawiskami środowiska przyrodniczego i społecznego, w celu zapewnienia warunków do ich poznania i przeżywania, a w następstwie ich ochrony i racjonalnego wy-

korzystania. Czwarta zasada jest uzupełnieniem poprzedniej ponieważ akcentuje, że obok bezpośredniego poznawania środowiska, istnieje możliwość i konieczność poznawania pośredniego np. za pomocą różnorodnych środków dydaktycznych, a zwłaszcza takich, które zapewniają przeżywanie piękna i bogactwa przyrody np. kolorowe ilustracje, filmy dydaktyczne oraz teksty literackie np. wiersze, opowiadania, opisy itp. Piąta zasada dotyczy odwróconej roli edukacji, która polega na tym, że nauczyciel w miarę możliwości winien zachęcić uczniów do transferu sytuacji szkolnych, gdzie opowiadają oni rodzicom i rodzeństwu o zajęciach. Szósta zasada wiąże się z ekonomizacją tj. wykorzystywaniem użytkowych odpadów i oszczędzaniem odnawialnych i nieodnawialnych zasobów przyrody ze szczególnym zwróceniem uwagi na racjonalne wykorzystywanie np. wody, energii elektrycznej i ciepłej. Siódma zasada dotyczy kulturalnej komunikacji międzyludzkiej oraz troski o ład i estetykę środowiska życia [6]. W związku z powyższym realizacja zadań edukacji ekologicznej, powinna opierać się na konkretnych zasadach oraz aktywnych metodach nauczania. W prowadzeniu przyrodniczych zajęć pozalekcyjnych stosowane metody to głównie obserwacje i zajęcia terenowe. Żaden podręcznik, film edukacyjny i najlepsze nawet pomoce dydaktyczne nie zastąpią obserwacji terenowych. Są one najefektywniejszym sposobem kształtowania postaw proekologicznych. Dzięki zajęciom terenowym, uczniowie mogą poznawać piękno otaczającej przyrody, obserwować skutki działalności człowieka w środowisku (pozytywnej i negatywnej), co daje możliwość rozwijania aktywnej postawy uczniów i prowadzi do podejmowania działań na rzecz jej ochrony. Zadania i treści o tematyce ekologicznej włączone do programu szkoły podstawowej i ponadpodstawowej powinny być ukierunkowane na rozwijanie u uczniów świadomości i odpowiedzialności za obecny i przyszły stan środowiska. Człowiek świadomy swego wpływu na środowisko i odpowiedzialny za losy własne oraz innych współcześnie żyjących ludzi, a także przyszłych pokoleń, staje się gotowy do podjęcia wielorakich zadań oraz działań w zakresie ekologii [13]. W dążeniu do rozwoju osobowości uczniów w toku zajęć dydaktycznych sugeruje się, aby edukację ekologiczną prowadzić w naturalnym środowisku odwołując się do wiedzy i doświadczeń osobistych oraz przeżyć każdego dziecka. Przy tym należy stymulować jego rozwój uruchamiając ukryte możliwości oraz inwencję twórczą w toku poznawania określonego wycinka świata przy-

rody. Ważne jest zawsze prowadzenie zajęć o tematyce ekologicznej z autentycznym zaangażowaniem i entuzjazmem. Należy pozwalać uczniom na zadawanie pytań i wyrażanie własnych pomysłów. Skuteczność oddziaływania edukacji ekologicznej w szkołach zależy głównie od wiedzy, profesjonalnego przygotowania i zaangażowania nauczyciela.

Systematyczne kształcenie ekologiczne już od najmłodszych klas pomoże zmienić świadomość społeczeństwa i kształtować postawy przyjazne otaczającemu nas światu przyrody. Poprzez dostarczanie wszechstronnej wiedzy przyczyni się do wpojenia poczucia odpowiedzialności za środowisko przyszłych pokoleń. Edukacja taka musi być świadoma i winna zwrócić uwagę na elementy przyrody i ich związek ze środowiskiem. Dzieci i młodzież muszą zrozumieć, że łąka to nie tylko zielony obszar, ale także „dom” dla owadów i zwierząt, to skupienie nie tylko traw, ale kwiatów i ziół, element „dekoracyjny” przyczyniający się do upiększenia otoczenia, to żywy organizm, gdzie wieczorami grają świerszcze i dlatego należy być jej przyjacielem. Powinni dostrzec te wszystkie wartości, a wtedy już jako dorośli ludzie będą szanowali otaczający ich świat. Edukacja ekologiczna zaczyna się od miejsc, gdzie dzieci i młodzież spędzają wolny czas. Powinni się więc nauczyć szanować zielenie wokół budynku szkolnego, sadzić drzewka i krzewy upiększające otoczenie. Sprawy proekologiczne należy akcentować również na zebraniach z rodzicami i czynić ich odpowiedzialnymi za wychowanie proekologiczne wiązać z wiarygodnością głoszonych prawd [10].

Rekomendacje dla kształcenia ekologicznego znajdujemy również na etapie szkolnictwa wyższego. Na szczególną uwagę zasługują zapisy na temat edukacji ekologicznej na kierunkach pedagogicznych [8]. Są to:

- W polskiej tradycji oświatowej dominują podające metody nauczania. Należy rozwijać i promować szczególnie przydatne w sferze edukacji ekologicznej metody interaktywne. Wymaga to większego zainteresowania metodyką edukacji ekologicznej na kierunkach pedagogicznych, ale też psychologicznych, socjologicznych i przyrodniczych.
- Także cele *Narodowej Strategii Edukacji Ekologicznej* wskazują na konieczność prowadzenia edukacji ekologicznej na studiach pedagogicznych. Cele realizowane są między innymi przez:
 - upowszechnianie idei ekorozwoju we wszystkich sferach życia, uwzględniając również pracę i wypoczynek człowieka, czyli objęcie permanentną edukacją ekologiczną wszystkich mieszkańców Rzeczypospolitej Polskiej,

- wdrożenie edukacji ekologicznej jako edukacji interdyscyplinarnej na wszystkich stopniach edukacji formalnej i nieformalnej,
- następną przesłanką za edukacją ekologiczną studentów pedagogiki jest organizacja edukacji ekologicznej w Polsce.

W myśl cytowanego dokumentu zaleca się prowadzenie jej już w przedszkolu, następnie na każdym etapie edukacyjnym szkoły, a także w systemie nieformalnym przez samorządy, organizacje pozarządowe i media. Bardzo często w każdej z tych struktur pracują absolwenci kierunku pedagogika.

Prowadzona na uczelniach wyższych edukacja formalna różni się w znaczącym stopniu od edukacji ekologicznej w szkołach na niższych poziomach nauczania. W wielu przypadkach nauczyciele akademicy nie traktują prowadzonych przez siebie zajęć jako edukacji ekologicznej. Na tym etapie kształcenia mamy do czynienia z edukacją profesjonalną osób, które mają zajmować się w przyszłości ochroną przyrody i środowiska, bądź też same prowadzić edukację ekologiczną. Z drugiej strony oceniając skuteczność ekologicznej edukacji na uczelniach należy również wziąć pod uwagę częstą rozbieżność pomiędzy kierunkiem kształcenia, a wykonywanym w przyszłości zawodem. Uzyskana na uczelniach wiedza ekologiczna może przejawiać się również w innych profesjach. Może ona służyć „zazielenieniu” wielu sfer życia publicznego, w tym oczywiście gospodarki.

Ważnym zadaniem edukacyjnym szkół wyższych jest poprawa statusu nauki w odbiorze społecznym poprzez promowanie jej osiągnięć w rozwiązywaniu problemów społecznych i gospodarczych kraju oraz twórcze włączanie się w cywilizacyjny i kulturalny rozwój Europy. Niekwestionowanym obowiązkiem uczelni, a także innych instytucji naukowych powinna być popularyzacja wiedzy środowiskowej. Szkoły wyższe winny współpracować, a także obejmować opieką wszelkie organizacje, ośrodki i ruchy ekologiczne, znajdujące się w kręgu ich oddziaływania. Środowisko akademickie należy do najbardziej niezależnych wśród różnych podmiotów zajmujących się ochroną środowiska. Z tego względu organizacje pozarządowe i nieformalne grupy o zainteresowaniach ekologicznych tutaj właśnie powinny szukać wsparcia merytorycznego i metodycznego. Umożliwi to wspólne realizowania zadań określonych w Narodowej Strategii Edukacji Ekologicznej. Edukacja środowiskowa

w szkołach wyższych powinna przekazywać podstawową wiedzę z zakresu nauk przyrodniczych, ekonomiczno-technicznych i humanistycznych oraz kształtować postawy przyjazne środowisku. W dalszym ciągu mało jest studiów dostarczających kompleksowej wiedzy, od uwarunkowań przyrodniczych poczynając, poprzez zespół kontekstów społecznych, a na znajomości technologii i technik stosowanych w ochronie środowiska kończąc. W konsekwencji część absolwentów jest dobrze zorientowana w zagadnieniach przyrodniczych uwarunkowań ochrony środowiska, ale nie rozumie uwarunkowań technicznych, społecznych i ekonomicznych; prowadzi to niekiedy do zajmowania ekstremalnych postaw ochroniarskich., negujących wręcz potrzebę rozwoju gospodarczego. Z drugiej strony absolwenci przygotowani w zakresie stosowania technik w ochronie środowiska nie doceniają uwarunkowań przyrodniczych i społecznych, nie mówiąc już o uwarunkowaniach filozoficznych. Studia kompleksowe są niezbędne jako źródło kadr nauczycielskich oraz pożądane ze względu na potrzeby podnoszenia ogólnego poziomu intelektualnego. Program badawczy w szkołach wyższych powinien obejmować problematykę dydaktyki i metodyki nauczania zagadnień ochrony środowiska. W polskiej tradycji oświatowej dominują podające metody nauczania. Należy rozwijać i promować szczególnie przydatne w sferze edukacji ekologicznej metody interaktywne. Wymaga to większego zainteresowania metodyki edukacji ekologicznej na kierunkach pedagogicznych, ale też psychologicznych, socjologicznych i przyrodniczych [12].

Należy również rozwijać metodologię badań nad stanem i zmianami świadomości ekologicznej różnych grup społecznych. Uczelnie powinny być miejscem organizacji studiów podyplomowych i kursów dla nauczycieli, pracowników administracji, dziennikarzy, a także dla innych osób odpowiedzialnych i zainteresowanych problematyką środowiskową. Uczelnie powinny wydawać oraz promować podręczniki i skrypty traktujące szeroko o problematyce ochrony środowiska z eksponowaniem rozwoju postrzeganego w kategoriach społecznych, ekonomicznych i kulturowych. Na polskim rynku wydawniczym pojawia się znaczna liczba tytułów dotyczących podstaw ochrony środowiska. Są to jednak wydawnictwa niskonakładowe i zazwyczaj bardzo specjalistyczne. Procedury wyłaniania najlepszych publikacji z zakresu edukacji ekologicznej należałoby uczynić trwałym elementem polityki wydawniczej. Niekwestionowanym obowiązkiem uczelni, a także innych instytucji

naukowych powinna być popularyzacja wiedzy środowiskowej. W wielu uczelniach i placówkach naukowo-badawczych popularyzacja nauki uznawana jest za działalność gorszego rodzaju i nie jest popierana przez władze akademickie. W promowaniu idei zrównoważonego rozwoju należy wykorzystywać utrzymujący się w społeczeństwie wysoki prestiż i autorytet uczonych. Szkoły wyższe winny współpracować, a także obejmować opieką wszelkie organizacje, ośrodki i ruchy ekologiczne, znajdujące się w kręgu ich oddziaływania. Środowisko akademickie należy do najbardziej niezależnych wśród różnych podmiotów zajmujących się ochroną środowiska. Z tego względu organizacje pozarządowe i nieformalne grupy o zainteresowaniach ekologicznych właśnie tu powinny szukać wsparcia merytorycznego i metodycznego. Istnieje możliwość tworzenia regionalnych akademickich pracowni wspierających ruchy ekologiczne [12].

4. Aktualny stan edukacji ekologicznej w polskim szkolnictwie

Aktualna ocena sytuacji w zakresie edukacji ekologicznej nie jest zadowalająca. Przeprowadzone badania przez L. Domka dowodzą, że dorośli i dom rodzinny nie kształtują postaw proekologicznych młodego pokolenia. Postaw tych nie kształtuje także szkoła podstawowa i średnia. Informacje z zakresu ochrony środowiska wśród badanych aż w 90% pochodzą z telewizji, a następnie z lektur pozaszkolnych. Krytyczną ocenę programów szkolnych zgłaszali wszyscy ankietowani. W szkole średniej stwierdzono wtórny analfabetyzm ekologiczny, gdyż młodzież uzyskiwała gorsze wyniki w zakresie ekologii niż w szkole podstawowej. Ponadto badania świadomości ekologicznej nie stwierdziły nawet jednostek, które dysponowałyby zadowalającym stanem wiedzy ekologicznej. Sformułowano tezę, że szkoła nie tworzy szansy na uwzględnianie problemów ekologicznych w systemie wartości i norm moralnych, nie wykorzystuje kulturotwórczej siły, która tkwi w wielkim, powszechnym zainteresowaniu młodych pokoleń sprawami przyrody.

Istotną przyczyną omawianego stanu rzeczy jest niedostatecznie przygotowanie nauczycieli. Badania nad przygotowaniem merytorycznym, metodycznym i organizacyjnym nauczycieli nauczania początkowego ujawniają braki i niedostatki we wszystkich wymienionych aspektach. Zaledwie 4% nauczycieli korzysta z literatury fachowej i żywo inte-

resuje się problemami ekologicznymi. Aż 75% nauczycieli stwierdza potrzebę obligatoryjnego doksztalcenia w zakresie ochrony środowiska. Trzeba, więc stwierdzić, że obecny system edukacji ekologicznej nie rokuje możliwości wychowania społeczeństwa w duchu ekorozwoju [3].

Niestety zgodnie z obowiązującymi od roku akademickiego 2007/2008 *standardami kształcenia* [17] na studiach pedagogicznych studenci kierunku pedagogika nie realizują obligatoryjnie przedmiotów obejmujących treści ekologiczne. Analiza przeprowadzona przez J. Błażejewskiego [1] wskazuje, że aspekty ekologiczne występują w kształceniu na poziomie wyższym na bardzo licznych kierunkach, tj. na 42 na ogólną liczbę 118 kierunków. Niestety nie ma wśród nich kierunków pedagogicznych. W tym celu dokonano badania i porównania wiedzy studentów kształconych wg starych i nowych standardów dotyczącej edukacji dla zrównoważonego rozwoju, w której zawiera się edukacja ekologiczna. Przeprowadzone badania [7] wśród studentów 1 roku II stopnia, którzy uczestniczyli w zajęciach z edukacji ekologicznej i studentów I roku II stopnia, którzy nie zostali objęci edukacją ekologiczną, tzn. kształconych zgodnie z nowymi standardami kształcenia na studiach pedagogicznych nie dostarczają nam optymistycznych wyników. Szczegółowe informacje na temat różnic między badanymi grupami przedstawiono poniżej.

W tabeli 1 widać, że porównanie uzyskanych średnich z każdego zadania wskazuje na znacznie większy zasób wiedzy studentów odbywających kurs w stosunku do studentów, którzy nie zostali objęci edukacją ekologiczną podczas studiów. Najmniejsze różnice między średnimi dotyczą znajomości negatywnych zjawisk zachodzących w środowisku przyrodniczym wskazujących na konieczność prowadzenia edukacji ekologicznej (pytanie 1) oraz definicji świadomości ekologicznej (pytanie 5). W obu grupach badawczych większość (91,7% i 68,8%) studentów potrafiła wymienić po dwa negatywne zjawiska, a także wskazała właściwą definicję świadomości ekologicznej (93,7% i 70,0%). Nieco wyższą różnicę między średnimi, ale także niewielką, odnotowano w jednym z pytań sprawdzających wiedzę studentów na temat efektywnych metod edukacji ekologicznej. W tym przypadku zarówno grupa objęta edukacją jak i ta nieobjęta nie wykazała się zadowolającym poziomem wiedzy na temat projektu badawczego i projektu działania lokalnego (pytanie 6a i 6b). Dość duże różnice między średnimi dotyczyły pytań sprawdzających wiedzę na temat form działania ruchu ekologicznego (pytanie 8).

Tabela 1. Porównanie wiedzy studentów obu grup badawczych na temat celów, zadań i form edukacji ekologicznej [7]
Table 1. Comparison of students' knowledge of both research groups about the objectives, tasks and forms of environmental education [7]

	Numer zadania (średnia liczba punktów)											
	1	2	3a	3b	4	5	6a	6b	7	8	9a	9b
Max. liczba pkt.	2	3	1	1	3	1	1	1	3	2	2	2
Gr. I	1,91	2,59	0,93	0,76	1,84	0,96	0,46	0,46	2,06	1,36	1,42	1,22
Gr. II	1,60	1,38	0,00	0,00	0,26	0,71	0,08	0,10	0,82	0,86	0,38	0,16
Różnica Gr. I – Gr. II	0,31	1,21	0,93	0,76	1,58	0,25	0,38	0,36	1,24	0,50	1,04	1,06

W przypadku studentów objętych edukacją ekologiczną tylko 1/5 nie potrafiła wskazać żadnej formy działania organizacji pozarządowych na rzecz kształtowania świadomości ekologicznej społeczeństw. W drugiej grupie badawczej odpowiedzi na to pytanie nie udzieliła prawie połowa studentów. Największe różnice między grupami badawczymi, na korzyść studentów objętych edukacją ekologiczną, stwierdzono w przypadku następującej problematyki:

- zadania edukacji ekologicznej (pytanie 2),
- znajomość rekomendacji międzynarodowych dla edukacji ekologicznej (pytanie 3a i 3b),
- znajomość struktury edukacji ekologicznej w ramach kształcenia nieformalnego (pytanie 4),
- metoda laboratoryjna w edukacji ekologicznej (pytanie 7).

Niepokojący jest fakt, że studenci nie objęci edukacją ekologiczną nie posiadali żadnej wiedzy na temat Szczytu Ziemi w Rio de Janeiro w 1992 roku, na którym uchwalono dokumenty wyznaczające kierunek, zadania i cele edukacji ekologicznej we współczesnym świecie. Ponadto ponad 3/4 tej grupy, tj. studentów pedagogiki, wśród których są przyszli organizatorzy edukacji nieformalnej, nie potrafiła wymienić żadnego elementu struktury, w ramach, której odbywa się nieformalna edukacja ekologiczna. Ponad połowa badanych (64,8%) nie znała ani jednej organizacji pozarządowej, będącej elementem ruchu ekologicznego w Polsce, zaś 84% nie potrafiło wskazać żadnego celu istnienia i działania takich organizacji.

Opisane powyżej badanie studentów testem wiadomości ujawniło bardzo niski poziom wiedzy studentów pedagogiki kształconych według obowiązujących standardów kształcenia, na temat edukacji ekologicznej i ekorozwoju. Jest to wyjątkowo niepokojące w świetle realizowanej od 5 lat dekady Edukacji dla Zrównoważonego Rozwoju. Badani studenci posiadali szczególnie niski poziom wiedzy o historii i rekomendacjach dla edukacji na rzecz zrównoważonego rozwoju. Nieliczni wykazali się znajomością organizacji pozarządowych i celów ich działania, a także formami ich pracy. Może to wskazywać na brak zaangażowania i zainteresowania przeważającej części badanych omawianą problematyką. Także znajomość metod edukacji ekologicznej stosowanych w kształceniu formalnym nie przedstawia się zadowalająco. Jest to

szczególnie niepokojące w kontekście zdobytych podczas studiów kwalifikacji do pracy w przedszkolu, szkole podstawowej czy innych instytucjach działających na polu edukacji. Największy niepokój, w Dekadzie Edukacji dla Zrównoważonego Rozwoju budzi niezajomość, wśród studentów pedagogiki II stopnia pojęcia rozwoju zrównoważonego i warunków jego osiągnięcia. Wydaje się, że korzystne dla poprawy poziomu wiedzy studentów w omawianej dziedzinie byłoby przywrócenie do realizacji przedmiotu edukacja ekologiczna, lub innych o podobnej problematyce. Na jego pozytywny związek z poziomem wiedzy studentów wskazują przytoczone wyżej wyniki badań studentów pedagogiki, kształconych według starych standardów kształcenia.

Skuteczna i rozumna opieka nad wszystkim, co żyje, powinna stać się ideą przewodnią edukacji i wychowaniu w ochronie przyrody. Ochrona przyrody winna stać się ważną treścią wychowania obywatelskiego jako dziedzina oddziaływania społecznego. „Edukacja ochrony przyrody może być najpoważniejszą szansą na zjednoczenie ludzkości w ogólnoswiatowym, mądrym traktowaniu naturalnych zasobów środowiska na Ziemi” [10].

Zatem edukacja powinna kształtować te wartości, postawy i zadania, które umożliwią rozwój cywilizacyjny i rozwiązywanie problemów ekologicznych bez degradacji środowiska.

Niezbędne jest, więc obecnie zwiększenie efektywności edukacji ekologicznej, zarówno przez promowanie najskuteczniejszych jej form i najważniejszych treści, jak i poprzez powiększanie bazy materialnej umożliwiającej praktyczną realizację programów edukacyjnych. Tylko ciągła, niekończąca się w czasie edukacja ekologiczna dzieci, młodzieży oraz dorosłych będzie wspierać podnoszenie świadomości ekologicznej całego społeczeństwa. Edukacja ta będzie również pośrednio sprzyjać podejmowaniu takich działań w społeczeństwie, gospodarce i środowisku, które będą zgodne z zasadami zrównoważonego rozwoju i zapewnią przyszłym pokoleniom właściwą jakość życia bez umniejszania piękna i bogactwa środowiska przyrodniczego oraz zasobów naturalnych.

Literatura

1. **Błażejowski J.:** *Aspekty ekologiczne w kształceniu na poziomie wyższym w Polsce.* W: E. Rydz, A. Kowalak (red.): Świadomość ekologiczna a rozwój regionalny w Europie Środkowo-Wschodniej, Słupsk, 2008.

2. **Cichy D.:** *Problemy ochrony środowiska i kształtowania środowiska w pracy szkoły*. WSiP, Warszawa, 1978.
3. **Domka L.:** *Kryzys środowiska a edukacja dla rozwoju*. Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań, 1996.
4. **Domka L., Bednarczyk E.:** *Ekologia w szkole*. „Ekoraj”, 1995.
5. **Dymara S.B., Michałowski S., Wallman-Mazurkiewicz L.:** *Dziecko w świecie przyrody*. Impuls, Kraków, 1998.
6. **Frątczakowie E.J.:** *Edukacja ekologiczna uczniów klas I-III*. Pabianice, 1993.
7. **Gajus-Lankamer E., Wójcik A.:** *Wybrane problemy kształcenia studentów pedagogiki w ramach przedmiotu edukacja ekologiczna*. w: *Edukacja Środowiskowa. Założenia i rzeczywistość po reformie szkolnej*, red. Cichy D., Zeszyty Naukowe PAN, Warszawa, 2002.
8. **Jastrzębska-Smolaga H.:** *Edukacja na rzecz zrównoważonego rozwoju*. *Ekonomia i Środowisko* nr 1, 2001.
9. **Misiak E.:** *Cele i zadania edukacji ekologicznej*. *Przyroda Polska* nr 4, 1995.
10. **Myczkowski S.:** *Człowiek, przyroda, cywilizacja*. PWN, Warszawa, 1976.
11. *Podstawa Programowa Kształcenia Ogólnego*, (Dz.U. z 2003r. Nr 210, poz. 2041), (Dz.U. z 2007 r. Nr 157, poz. 1100).
12. *Przez edukację do zrównoważonego rozwoju: Narodowa Strategia Edukacji Ekologicznej*. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, 2001.
13. **Qngiel J.:** *Ścieżki kręte czy proste*. *Przyroda Polska* nr 3, 2000.
14. Rozporządzenie Ministra Edukacji Narodowej i Sportu z dnia 6 listopada 2003 roku zmieniające rozporządzenie w sprawie podstawy programowej wychowania przedszkolnego oraz kształcenia ogólnego w poszczególnych typach szkół. (Dz.U. z 2003r. Nr 210, poz. 2041) późniejsza: Rozporządzenie Ministra Edukacji Narodowej z dnia 23 sierpnia 2007 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie podstawy programowej wychowania przedszkolnego oraz kształcenia ogólnego w poszczególnych typach szkół (Dziennik Ustaw Nr 157 z 31 sierpnia 2007 Pozycja Nr 1100).
15. Rozporządzeniu Ministra Edukacji Narodowej z 23 grudnia 2008 r. w sprawie Podstawy programowej wychowania przedszkolnego oraz kształcenia ogólnego w poszczególnych typach szkół, zwanym potocznie Podstawą Programową. *Dziennik Ustaw* nr 4, poz. 17 z dnia 15 stycznia 2009r.
16. **Wojciechowski T.:** *Pora pola. Poradnik dla animatorów edukacji środowiskowej w terenie*. BOPNiT, Warszawa, 1995.
17. www.nauka.gov.pl

Environmental Education in School Practice

Abstract

Knowledge is the basis of shaping new social awareness that includes ecological and sustainable development awareness. Acquiring, processing and using knowledge in different undertakings is at the core of all actions performed by a person. There happens to be a necessity of constant education of children, young people and adults. The actions should be conducted by appropriately prepared teachers and be included in a well thought over system of schools and non-governmental organizations working together. One should emphasize that the goals of ecological education can be achieved only if it covers all aspects of formal and informal education. And above all it should have interdisciplinary character among all generations.

Experiment presented in the work of students knowledge test revealed a very low level of knowledge of pedagogy students taught using the current standards of education, on environmental education and ecodevelopment. This is particularly disturbing in the light of Education for Sustainable Development being realised for five years of the decade. Examined students had particularly low levels of knowledge on history and recommendations for education of sustainable development. Few have demonstrated understanding of non-governmental organization and objectives of their activities and forms of their work. This may indicate a lack of commitment and interest of most of examined subjects in the discussed issues. Knowledge of environmental education methods used in formal education is not satisfactory. Efficient and intelligent care of all living things, should become the guiding idea of education in nature protection. Environment protection must become an important content of civic education as a field of social impact. "Education of environment preservation may be the most serious chance to unite humanity in a global, wise treatment of natural resources of the environment on the Earth" [10]. Therefore, education should shape such values, attitudes and tasks which will enable the development of civilization and solving ecological problems without degradation of the environment.

Therefore it is necessary to increase the effectiveness of current environmental education, both by promoting the most effective its forms and most important content, as well as by increasing the material base enabling the practical implementation of educational programs. Only continuous, never-ending environmental education of children, adolescents and adults will promote environmental awareness throughout society. Such education will also indirectly encourage the making of such activities in society, economy and environment which will be compatible with rules of sustainable development and ensure the right quality of life without compromising the beauty and richness of the natural environment and natural resources for future generations.



Charakterystyka florystyczna runi oraz ocena fitoindykacyjna warunków siedliskowych wybranych łąk śródleśnych

Joanna Szydłowska

Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny, Szczecin

1. Wstęp

Łąki śródleśne charakteryzują się dużą różnorodnością gatunkową i pełnią wiele ważnych funkcji w przyrodzie [3]. Na ich terenie występuje znaczne urozmaicenie warunków edaficznych i wodnych oraz specyficzny mikroklimat [4], na co wpływa bliskość lasu, który decyduje zarówno o układzie warunków siedliskowych, jak i składzie florystycznym tych łąk [2, 4]. Poszczególne gatunki roślin obecne w runi użytków zielonych są często wskaźnikami określonych warunków siedliskowych panujących na danym terenie [11]. Dokładnej określić można warunki siedliskowe poddając bioindykacji całe zespoły roślinne [12]. Metoda fitoindykacji jest metodą obiektywną, a zarazem tańszą i prostszą w wykonaniu niż tradycyjne badania chemiczne [15].

Celem niniejszego opracowania jest scharakteryzowanie szaty roślinnej porastającej wybrane łąki śródleśne oraz określenie, na podstawie wskaźników roślinnych, panujących w ich obrębie niektórych warunków siedliskowych.

2. Metody i warunki badań

Badania przeprowadzono na koszonych raz w roku łąkach śródleśnych, położonych wśród lasów mieszanych, usytuowanych w okolicy miejscowości Smolarki, na północ od Kłodawy (województwo lubuskie).

Obiekty badań, po wstępnej szacunkowej ocenie szaty roślinnej, zostały podzielone na punkty badawcze różniące się składem florystycznym runi. Z runi każdego punktu badawczego (o powierzchni od 50 do 100 m²) poszczególnych obiektów, w okresie pierwszego pokosu 2008 roku, pobrano od 2 do 4 prób roślinnych do szczegółowych analiz przeprowadzonych metodą botaniczno-wagową, a wyniki, w obrębie poszczególnych punktów, uśredniono. Według metody Prończuka [7], na podstawie gatunków panujących w runi, określono typy florystyczne. Nazwy gatunków podano za Mirkiem i in. [5]. Na terenie każdego z punktów badawczych wykonano pomiary wód gruntowych w okresie zbioru I pokosu (tab.1). Posługując się ekologicznymi liczbami wskaźnikowymi roślin naczyniowych Polski wg Zarzyckiego [14], wyliczono procentowy udział w runi gatunków charakteryzujących się określonymi liczbami wskaźnikowymi i na tej podstawie określono warunki siedliskowe panujące na terenie badanych łąk. Przeprowadzono waloryzację pod kątem wilgotności siedliska (W), kwasowości (R) i zasobności gleby (Tr) oraz warunków świetlnych panujących w zbiorowiskach (L).

Tabela 1. Poziom wód gruntowych [cm] i obecność (+) zalewów powierzchniowych
Table 1. Level of ground water [cm] and appearance (+) of freshets

Obiekty	I								II			
	1	2	3	4	5	6	7	8	1	2	3	4
Zalewy	+	+	+	+	-	-	-	-	+	+	-	-
Woda gruntowa	120	90	96	98	80	116	119	134	100	96	110	100

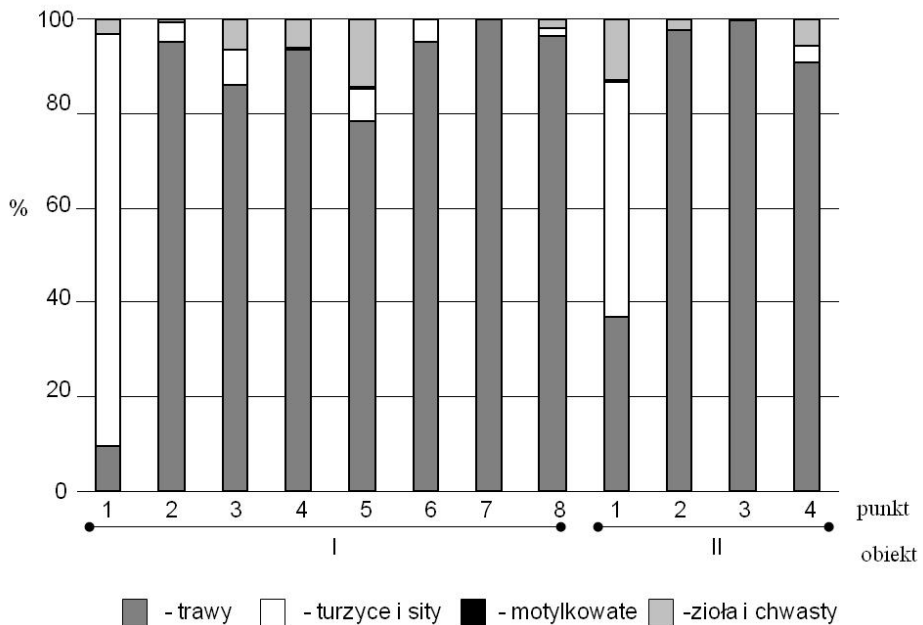
Pierwszy obiekt obejmujący 8 punktów badawczych, to łąka o powierzchni 2 ha. Drugim obiektem był użytek o powierzchni 5 ha, podzielony na 4 punkty badawcze. Oba te obiekty były zróżnicowane pod względem uwilgotnienia gleby. Było ono uzależnione zarówno od poziomu wód gruntowych kształtujących się na poziomie od 80 do 134 cm od powierzchni terenu, jak i od zalewów powierzchniowych (tab. 1) od strony przecinających je rowów melioracyjnych.

3. Wyniki i dyskusja

Przeprowadzone analizy składu florystycznego runi, pozwoliły, na podstawie gatunków dominujących, wydzielić na terenie badanych łąk śródleśnych, następujące typy zbiorowisk: *Carex riparia*, *Phalaris arundinacea*, *Phalaris arundinacea* z *Alopecurus pratensis*, *Alopecurus pratensis*, *Arrhenatherum elatius* z *Festuca rubra*, *Arrhenatherum elatius*, *Festuca ovina*, *Arrhenatherum elatius* z *Holcus lanatus* (tab. 2). W runi obu obiektów stwierdzono obecność 58 gatunków roślin, przy czym na obiekcie I wystąpiły 44 gatunki, a na obiekcie II – 39. Na obszarze łąk objętych badaniami zaobserwowano występowanie gatunków roślin pochodzących z 19 rodzin botanicznych. Najliczniej reprezentowana była rodzina *Poaceae*, z której wyróżniono 20 gatunków. Z rodzin *Asteraceae* i *Fabaceae* zanotowano po 5 gatunków roślin, natomiast z *Cyperaceae*, *Caryophyllaceae*, *Rubiaceae*, *Rosaceae* i *Polygonaceae* wystąpiły po 3 gatunki, a *Ranunculaceae* oraz *Juncaceae* – po 2 gatunki. Pozostałe rodziny botaniczne (*Plumbaginaceae*, *Brassicaceae*, *Equisetaceae*, *Apiaceae*, *Primulaceae*, *Plantaginaceae*, *Urticaceae*, *Scrophuliaceae* i *Violaceae*) reprezentowane były przez pojedyncze gatunki. Z największą częstotliwością (83,33%) w runi badanych obiektów wystąpił *Alopecurus pratensis*, gatunku tego nie zanotowano jedynie w runi dwóch punktów badawczych, w zbiorowiskach typu *Festuca ovina* oraz jednego z typu *Carex riparia*. Z niewiele mniejszą częstotliwością (75,00%) notowano gatunki *Poa pratensis* i *Carex hirta*, które nie występowały tylko w runi 3 punktów badawczych. Najwięcej gatunków, po 22, wystąpiło w runi zbiorowisk typu *Phalaris arundinacea* z *Alopecurus pratensis* oraz *Arrhenatherum elatius*, porastających II obiekt badawczy.

Przeprowadzona analiza udziału w runi badanych łąk, gatunków wskaźnikowych przyjętych za Zarzyckim i in. [14] wykazała, że najbardziej zróżnicowane na badanym terenie były warunki wilgotnościowe (tab. 3). W runi prawie wszystkich wytypowanych zbiorowisk dominującą grupą roślin były trawy (rys. 1). Wyjątek stanowiły miejsca, gdzie najdłużej stagnowała woda powierzchniowa, a latem poziom wody gruntowej spadał do 100÷120 cm, tu zanotowano zbiorowiska z dominacją turzycy *Carex riparia*. W składzie florystycznym tego typu zbiorowiska, w obu przypadkach (punkty 1 obiektu I i II), zanotowano największy udział w runi gatunków charakterystycznych dla siedlisk mokrych ($W =$

5). W typie zbiorowiska występującego na terenie, gdzie woda gruntowa w okresie lata spadała do 120 cm (obiekt 1, punkt 1), dominacja gatunków o $W = 5$ była mniejsza, stwierdzono obok nich w runi znaczną ilość (28,22% runi) roślin z pogranicza siedlisk wilgotnych i mokrych, wśród nich wymienić można *Carex nigra* (12,90% runi) i *Juncus conglomeratus* (14,31% runi) (tab. 2). Podobnie duży udział gatunków o wysokich wymaganiach wilgotnościowych ($W = 4$ i 5), występował w runi zbiorowisk typu *Phalaris arundinacea* (obiekt I, punkt 2 i 3), porastających tereny o krócej trwających zalewach powierzchniowych i o wyższym poziomie wód gruntowych w okresie lata. Jak podają Grynia i in. [1], gatunek ten jest związany ze specyficznymi siedliskami, najczęściej występuje na silnie uwilgotnionych glebach organicznych, w siedliskach łągowych, okresowo zalewanych.



Rys. 1. Udział grup roślin w runi

Fig. 1. Proportions of plants' groups in a sward

Tabela 2. Skład florystyczny runi [%]
Table 2. Floristic composition of sward [%]

Gatunek	Obiekt I / Punkty badawcze 1-8								Obiekt II / Punkty badawcze 1-4			
	1	2	3	4	5	6	7	8	1	2	3	4
<i>Agrostis capillaris</i>								0,16				
<i>Alopecurus pratensis</i>	7,08	20,60	18,80	51,53	67,40	6,04	0,02			20,08	2,84	2,74
<i>Anthoxanthum odoratum</i>						0,91		3,29		1,14	0,46	
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0,02					35,30	74,63			10,50	38,34	45,04
<i>Briza media</i>												0,50
<i>Bromus inermis</i>									1,80		20,86	
<i>Calamagrostis arundinacea</i>					9,87							
<i>Dactylis glomerata</i>	0,13					10,94	5,60			5,78	2,10	19,37
<i>Deschampsia caespitosa</i>	1,00			1,48		0,02			5,80			0,17
<i>Elymus repens</i>		5,12			1,00		0,02					
<i>Festuca ovina</i>							1,15	92,39				
<i>Festuca pratensis</i>						4,10				9,29		
<i>Festuca rubra</i>						29,70		0,16		8,80	3,29	10,44
<i>Holcus lanatus</i>	0,15			0,50		4,95	8,20	0,16		10,43	30,82	4,71
<i>Phalaris arundinacea</i>	1,20	69,62	67,03	40,03					27,01	28,19		
<i>Phleum pratense</i>						0,02				0,41	0,27	0,12
<i>Phragmites australis</i>										1,71		
<i>Poa palustris</i>									2,10			
<i>Poa pratensis</i>			0,02	0,01	0,08	3,00	10,31	0,16		0,57	0,55	7,77
<i>Poa trivialis</i>										0,57		

Trawy

Tabela 2. cd.
Table 2. cont.

Gatunek	Objekt I / Punkty badawcze 1-8								Objekt II / Punkty badawcze 1-4			
	1	2	3	4	5	6	7	8	1	2	3	4
<i>Hieracium pilosella</i>								0,03				
<i>Leucantheum spondylium</i>												0,10
<i>Lysimachia nummularia</i>		0,51										
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	0,20		0,01						0,11			
<i>Plantago lanceolata</i>								0,02		0,04		0,11
<i>Potentilla anserina</i>	2,10	0,01		0,52	3,98					0,04	0,04	
<i>Potentilla reptans</i>			3,22	0,12	0,01	0,01						2,88
<i>Ranunculus acris</i>			0,01						1,2	0,48		
<i>Ranunculus repens</i>	0,90		0,02		0,01				0,10	0,65		0,10
<i>Rumex acetosa</i>								0,03				
<i>Rumex acetosella</i>								1,64				
<i>Rumex crispus</i>		0,01										
<i>Stellaria graminea</i>						0,01		0,16				
<i>Urtica dioica</i>	0,01	0,12	2,98	5,41	10,37		0,02		11,2			
<i>Veronica chamaedrys</i>					0,08	0,03						0,08
<i>Viola tricolor</i>							0,03					

W obrębie obu badanych obiektów, na obszarze najkrócej zalewanym, gdzie woda gruntowa latem notowana była na poziomie 96÷98 cm, wystąpiły zbiorowiska z panującymi w runi *Phalaris arundinacea* wraz z *Alopecurus pratensis*. Ruń tego typu zbiorowiska z przeważającą dominacją *Alopecurus pratensis*, znajdującego się na obiekcie I, zbudowana była przede wszystkim z gatunków siedlisk mokrych (W=5) i wilgotnych (W = 4). Inna sytuacja wystąpiła w obrębie tego zbiorowiska z przeważającą dominacją *Phalaris arundinacea*, położonego na obiekcie II, gdzie obok gatunków charakterystycznych dla siedlisk mokrych (28,19%), w runi stwierdzono udział 31,38% gatunków siedlisk wilgotnych, a także 27,32% – świeżych. Może to świadczyć o wahaniach lustra wód gruntowych w ciągu roku. Ruń zbiorowiska typu *Alopecurus pratensis* zanotowanego na terenie obiektu I (punkt 5), gdzie nie występowały zalewy powierzchniowe, ale zanotowano najniższy poziom wód gruntowych (tab.1), zdominowana była przez roślinność charakterystyczną dla siedlisk wilgotnych. Na terenie wyniesionym, w warunkach wód gruntowych kształtujących się na poziomie 100÷119 cm, występowały zbiorowiska z dominacją w runi *Arrhenatherum elatius* (obiekt I, punkt 7, obiekt II, punkt 4), w dwóch przypadkach tworzącym typ mieszany z *Festuca rubra* (obiekt I, punkt 6) i z *Holcus lanatus* (obiekt II, punkt 3). W runi tych typów florystycznych dominowały gatunki siedlisk świeżych (W = 3). Zbiorowisko typu *Festuca ovina* położone w najwyższym punkcie badanych łąk, gdzie woda gruntowa kształtowała się na poziomie 134 cm, według zastosowanych liczb wskaźnikowych znajdowało się w siedlisku suchym. Podobne zależności stwierdzono stosując do określenia warunków wilgotnościowych siedliska metodę fitoindykacji Klapa zmodyfikowaną przez Oświta [6], w artykule Szydłowskiej [9], gdzie opracowany został szczegółowo wpływ warunków wilgotnościowych na występowanie typów florystycznych na badanych łąkach śródleśnych. Znaczący wpływ uwilgotnienia gleby na kształtowanie się zbiorowisk roślinnych potwierdzają badania wielu autorów, m.in. Trąby i Wyłupek [10] oraz Wyłupek [13].

Udział w runi analizowanego terenu gatunków wskaźnikowych określających odczyn gleby (tab.3), wskazuje na to, że na terenie objętym badaniami występowały gleby obojętne, miejscami mogące mieć odczyn lekko zasadowy. W runi zbiorowisk typu *Carex riparia* oraz *Alopecurus pratensis* dominowały gatunki charakterystyczne dla gleb obojętnych.

Jedynie roślinność zbiorowiska typu *Festuca ovina* posiadała dużą tolerancję w zakresie odczynu gleby, gdyż gatunki dominujące w runi określone zostały przez Zarzyckiego i in. [14], jako znoszące odczyn od kwaśnego do zasadowego (R = 2 do 5).

Analizując udział w runi badanych łąk, gatunków wskaźnikowych określających żyzność gleby (tab.4), widać, że większa część obszaru położona jest na glebach zasobnych. Dominacja gatunków charakterystycznych dla tego rodzaju gleb wynosiła od 41,78% w runi zbiorowiska typu *Arrhenatherum elatius* z *Festuca rubra*, gdzie znaczący udział zaznaczyły również gatunki z pogranicza gleb żyznych i umiarkowanie ubogich (31,23% runi) oraz umiarkowanie ubogich (24,61% runi), do 91,60% w runi zbiorowiska typu *Alopecurus pratensis* z *Phalaris arundinacea*. Jedynie w zbiorowisku typu *Festuca ovina* zanotowano przeważający udział (94,06% runi) gatunków charakterystycznych dla gleb ubogich. Również w badaniach metodą fitoindykacji, prowadzonych przez Wyłupek [13], roślinność porastająca gleby suche wskazywała na niską zasobność siedliska i miała małe wymagania co do odczynu gleby. Badania Roo-Zielińskiej [8] potwierdzają porównywalność wyników otrzymanych za pomocą fitoindykacji z wynikami badań chemicznych.

W runi większości typów florystycznych największy udział zaznaczyły gatunki o wskaźniku świetlnym wynoszącym 4, co wskazuje, że na badanych łąkach panowały warunki umiarkowanego oświetlenia. Jedynie w zbiorowiskach typu *Carex riparia*, zanotowano dominację gatunków tolerujących półcień. Natomiast w zbiorowisku typu *Arrhenatherum elatius* z *Holcus lanatus*, 20,90% runi stanowiły gatunki o dużych wymaganiach świetlnych, będące wskaźnikami pełnego światła.

Tabela 3. Udział w runi gatunków wskaźnikowych wilgotności siedliska (W) i odczynu gleby (R)**Table 3.** Share of indicator species of habitat's moisture (W) and soil acidity (R)

Obiekt	Pkt	Udział (%) w runi gatunków wskaźnikowych wilgotności siedliska (W)									
		2	2-3	2-4	3	3-4	4-3	4	5	4-5	5-6
I	1	–	–	0,07	0,15	2,11	–	8,43	61,02	28,22	–
	2	–	–	–	5,12	0,14	–	21,11	69,62	4,01	–
	3	–	–	0,01	0,02	6,23	0,02	18,82	67,02	7,88	–
	4	–	0,01	0,01	0,03	6,05	–	53,52	40,04	0,34	–
	5	–	–	–	11,03	14,67	0,01	67,41	–	6,88	–
	6	–	0,02	29,71	54,31	0,02	–	11,03	–	4,91	–
	7	1,15	–	–	90,61	0,02	–	8,22	–	–	–
	8	94,06	0,16	1,82	3,77	0,03	–	0,16	–	–	–
II	1	–	1,80	0,10	–	13,06	–	5,91	76,91	2,22	–
	2	–	1,07	9,08	27,32	1,25	–	31,38	28,19	–	1,71
	3	–	21,18	3,47	41,50	0,09	0,10	33,66	–	–	–
	4	–	0,23	13,95	73,16	3,12	1,80	7,74	–	–	–
		Udział (%) w runi gatunków wskaźnikowych odczynu gleby (R)									
		2-3	2-4	3	3-4	3-5	4	2-5	3-5	4-5	5-4
I	1	–	12,90	–	1,00	0,07	81,49	–	–	2,44	2,10
	2	–	1,54	–	–	5,12	23,71	–	–	69,62	0,01
	3	–	7,85	–	0,01	0,01	21,85	–	–	67,06	3,22
	4	–	0,26	–	1,48	–	57,56	–	0,02	40,04	0,64
	5	9,87	0,90	–	0,01	1,00	84,21	–	–	0,02	3,99
	6	–	4,91	0,91	0,04	–	47,86	–	0,01	46,26	0,01
	7	–	–	0,03	–	–	18,57	–	1,17	80,23	–
	8	1,64	–	3,29	0,16	–	0,85	0,03	94,03	–	–
II	1	–	–	–	5,80	–	61,76	–	0,10	32,34	–
	2	–	–	1,14	–	0,90	52,52	–	–	45,40	0,04
	3	–	–	0,46	0,10	0,18	37,65	–	–	61,57	0,04
	4	–	0,50	–	0,17	3,60	26,40	–	–	66,45	2,88

W – wskaźnik wilgotności gleby (2 – suchej, 2-3 – od suchej do świeżej, 2-4 – od suchej do wilgotnej, 3 – świeżej, 3-4 – od świeżej do wilgotnej, 4-3 – od wilgotnej do świeżej, 4 – wilgotnej, 5 – mokrej, 4-5 – od wilgotnej do mokrej, 5-6 – od mokrej do wody).

R – wskaźnik kwasowości gleby (2-3 – od kwaśnej do umiarkowanie kwaśnej, 2-4 – od kwaśnej do obojętnej, 3 – umiarkowanie kwaśnej, 3-4 – od umiarkowanie kwaśnej do obojętnej, 3-5 – od umiarkowanie kwaśnej do zasadowej, 4 – obojętnej, 2-5 – od kwaśnej do zasadowej, 3-5 – od umiarkowanie kwaśnej do zasadowej, 4-5 – od obojętnej do zasadowej, 5-4 – od zasadowej do obojętnej).

Tabela 4. Udział w runi gatunków wskaźnikowych żywności gleby (Tr) i warunków świetlnych (L)

Table 4. Share of indicator species of trophic status of soil (Tr) and light conditions (L)

Obiekt	Pkt	Udział (%) w runi gatunków wskaźnikowych żywności gleby (Tr)								
		2-3	2	2-4	3	3-4	3-2	4	4-3	4-5
I	1	–	–	12,97	14,42	3,25	–	69,22	–	0,14
	2	–	–	1,54	2,47	5,13	–	90,74	–	0,12
	3	–	–	7,86	0,03	3,22	–	85,91	–	2,98
	4	–	–	0,27	0,08	2,64	–	91,60	–	5,41
	5	–	–	0,90	15,85	4,99	–	67,89	–	10,37
	6	–	–	4,92	30,61	5,00	–	48,52	0,01	10,94
	7	–	1,15	–	–	8,22	0,03	84,96	0,02	5,62
	8	–	94,06	1,64	3,61	0,34	–	0,35	–	–
II	1	–	–	0,10	1,80	5,80	–	81,10	–	11,20
	2	–	–	0,24	9,94	11,62	–	70,71	1,71	5,78
	3	–	–	0,18	24,61	31,23	–	41,78	–	2,20
	4	0,01	–	3,40	10,94	8,18	–	58,10	–	19,37
		Udział (%) w runi gatunków wskaźnikowych warunków świetlnych (L)								
		3	3-5	4-3	4	5	2-5	3-5	4-5	5-4
I	1	–	–	59,82	36,17	2,10	0,01	1,00	0,90	–
	2	0,51	–	–	99,35	0,02	0,12	–	–	–
	3	–	–	–	93,78	3,22	2,98	–	0,02	–
	4	–	–	–	92,45	0,65	5,41	1,48	0,01	–
	5	9,87	–	–	75,76	3,99	10,37	–	0,01	–
	6	–	–	–	99,96	0,02	–	0,02	–	–
	7	–	–	–	99,93	0,05	0,02	–	–	–
	8	–	–	–	98,17	0,19	–	–	1,64	–
II	1	–	–	50,02	31,18	1,80	11,20	5,80	–	–
	2	0,30	–	–	99,00	0,70	–	–	–	–
	3	–	–	–	78,95	20,90	–	–	–	0,15
	4	–	–	–	95,05	2,98	–	0,17	1,80	–

Tr – wskaźnik żywności gleby (2-3 – od ubogich do umiarkowanie ubogich, 2 – ubogich, 2-4 – od ubogich do zasobnych, 3 – umiarkowanie ubogich, 3-4 – umiarkowanie ubogich do zasobnych, 3-2 – umiarkowanie ubogich do ubogich, 4 – zasobnych, 4-3 – zasobnych do umiarkowanie ubogich, 4-5 – zasobnych do bardzo zasobnych)

L – wskaźnik świetlny (3 – półcień, 3-5 – półcień do pełnego światła, 4-3 – umiarkowane światło do półcienia, 4 – umiarkowane światło, 5 – pełne

światło, 2-5 – umiarkowany cień do pełnego światła, 3-5 – półcień do pełnego światła, 4-5 – umiarkowane światło do pełnego światła, 5-4 – pełne światło do umiarkowanego światła)

4. Wnioski

1. Badane łąki śródleśne porośnięte były przez zbiorowiska trawiaste z najczęstszą dominacją gatunków *Phalaris arundinacea*, *Alopecurus pratensis* i *Arrhenatherum elatius* oraz szuwarem turzycowym z panującą *Carex riparia*.
2. Największym zróżnicowaniem w obrębie badanych łąk, spośród analizowanych czynników siedliska, odznaczyły się warunki wilgotnościowe, kształtując się w przedziale od mokrych do suchych.
3. Metoda fitoindykacji wykazała, że gleby badanych łąk, gdzie w runi dominowały gatunki charakterystyczne dla siedlisk mokrych, wilgotnych lub świeżych, były żyzne i charakteryzowały się odczynem obojętnym do lekko zasadowego. Natomiast w przypadkach, w których dominowały gatunki siedlisk suchych – gleba była uboga, a występujące gatunki wykazywały dużą tolerancję w stosunku do kwasowości gleby.
4. W runi badanych łąk śródleśnych panowały warunki umiarkowanego oświetlenia, jedynie w zbiorowisku z dominacją turzyc, w znacznym udziale występowały gatunki znoszące półcień.

Literatura

1. **Grynja M., Kryszak A., Ogrodowczyk T.:** *Analiza flory łąk w dolinie Mogielnicy*. Ann. UMCS, Sec. E., 50, 259-262, 1995.
2. **Hryncewicz Z.:** *Dynamika zbiorowisk roślinnych i nowozałożonych łąk śródleśnych*. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 66: 115-121, 1966.
3. **Kiryłuk A.:** *Zbiorowiska roślinne użytków zielonych w obrębie aglomeracji białostockiej*. Folia Univ. Agric. Stetin., 197, 167-171, 1999.
4. **Kozłowski S., Stuczyńska E., Matuszczak-Dziok A.:** *Paszowe wykorzystanie łąk śródleśnych na przykładzie wybranych obiektów łąkowych*. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 453: 301-308, 1997.
5. **Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M.:** *Flowering plants and pteridophytes of Poland a checklist*. Instytut Botaniki W. Szafera PAN, Warszawa, 2002.

6. **Oświt J.:** *Identyfikacja warunków wilgotnościowych w siedliskach łąkowych za pomocą wskaźników roślinnych (metoda fitoindykacji)*. W: Hydrogeniczne siedliska wilgotnościowe. Bibliot. „Wiad. IMUZ”, 79: 39-66, 1992.
7. **Prończuk J.:** *Typologiczne zasady różnicowania trwałych użytków zielonych na przykładzie wydzielonych typów florystycznych w dolinach rzek niżu. Zastosowanie metody fitosocjologicznej i typologicznej do badań i ekspertyz łąkarskich*. Bibliot. „Wiad. IMUZ”, 5, Warszawa, PWRiL, 1962.
8. **Roo-Zielińska E.:** *Fitoindykacja jako narzędzie oceny środowiska fizycznogeograficznego. Podstawy teoretyczne i analiza porównawcza stosowanych metod*. IGIPZ PAN, Warszawa 2004.
9. **Szydłowska J.:** *Kształtowanie się typów roślinnych, ich wartości użytkowej i walorów przyrodniczych na wybranych łąkach śródleśnych w zależności od warunków wilgotnościowych siedliska*. Łąk. w Pol., 12, 198-207, 2009.
10. **Trąba Cz., Wylupek T.:** *Fitoindykacyjna ocena łąk wyczyńcowych w kotlinie Zamojskiej*. Łąk. w Pol., 4, 199-214, 2001.
11. **Trąba Cz., Wolański P.:** *Bioindykacyjna ocena siedlisk łąkowych metodą Ellenberga*. Materiały Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej „Rola użytków zielonych i zadrzewień w ochronie środowiska rolniczego”, Kraków-Jaworki, 345-354, 1999.
12. **Wójcik Z.:** *Charakterystyka i ocena siedlisk polnych metodami bioindykacyjnymi*. Wyd. SGGW-AR, Warszawa, 1983.
13. **Wylupek T.:** *Ocena siedlisk doliny Wieprza w Roztoczańskim Parku Narodowym metodą fitoindykacyjną*. Łąk. w Pol., 9, 253-259, 2006.
14. **Zarzycki K., Trzeńska-Tacik H., Różański W., Szeląg Z., Wolek J., Korzeniak U.:** *Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski*. Instytut Botaniki W. Szafera PAN, Kraków 2002.
15. **Żyszkowska M.:** *Zbiorowiska z rzędu Arrhenatheralia jako wskaźnik warunków siedliskowych w dolinie Bystrzycy Dusznickiej*. Woda-Środ.-Obsz. Wiejs. IMUZ, 7, 2b (21), 205-218, 2007.

Floristic Characterization of Sward and Phytoindicative Valorisation of Habitats' Conditions of Selected Forest Meadows

Abstract

Forest meadows are characterized by high species diversity and serve many important functions in nature. On their area, there is a considerable variety of aquatic and edaphic conditions and unique microclimate, which is affected by closeness of a forest, which determines both system of habitat condi-

tions and floristic composition of those meadows. Individual plant species present in the grasslands sward are often indicators of specific habitat conditions in the area. It can be specified more exactly site conditions using bioindication for the whole plant associations. Fitoidication method is a objective, yet cheaper and simpler in implementation method than the traditional chemical examinations.

The aim of studies was to fix floristic composition of forest meadows' sward and on this basis lay down conditions of their habitats. Investigated forest grasslands were surrendered by mixed forest, situated on north of Kłodawa (Lubuskie Province). There were made botanic-gravimetric analyses to stipulate floristic composition of sward and used ecological indicators values of vascular plants acc. to Zarzycki et al. [14] to appraise habitat's conditions.

Estimated moisture of habitat (W), trophic status of soil (Tr), soil acidity and light conditions in communities. On this area there were floristic types with domination of *Carex riparia*, *Phalaris arundinacea*, *Phalaris arundinacea* with *Alopecurus pratensis*, *Alopecurus pratensis*, *Arrhenatherum elatius* with *Festuca rubra*, *Arrhenatherum elatius* with *Holcus lanatus*, *Arrhenatherum elatius*, *Festuca ovina*. On a basis of indicator species there found out that the most various were moisture conditions, characterized as from wet to dry. Soils of the largest area of investigated meadows were eutrophic with neutral to slightly alkaline pH, only soils estimated as dry were oligotrophic, and species occurred there had distinctive soil pH tolerance. There were moderate light conditions in investigated plant communities, only in community with domination of sedges recorded few species which were tolerant to partial shade.



Analiza produkcji i zużycia wody w Pile

Antoni Waldemar Żuchowicki, Monika Telega
Politechnika Koszalińska

1. Wprowadzenie

Od 90-tych lat XX wieku obserwujemy ciągle zmiany w produkcji i zużyciu wody. Spowodowane jest to różnymi czynnikami, m.in. większą świadomością odbiorcy na temat wartości wody oraz wzrostem ceny 1 m³ zużywanej wody.

Orientacyjne wskaźniki zapotrzebowania na wodę w Polsce określa Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 14 stycznia 2002 r. w sprawie określenia przeciętnych norm zużycia wody (Dz. U. Nr 8, poz. 70) [5]. Wielkości zużycia wody zależą od standardu wyposażenia mieszkań poszczególnych odbiorców.

Tendencja spadkowa zużycia i produkcji wody jest systematycznie odnotowywana również w innych krajach Europy [2], jednak w Polsce wartości te należą do jednych z najniższych w Europie.

2. Cel i zakres

Celem pracy było określenie wielkości produkowanej wody, a następnie porównanie uzyskanych danych wraz z wielkościami zużycia wody przez gospodarstwa domowe w Pile.

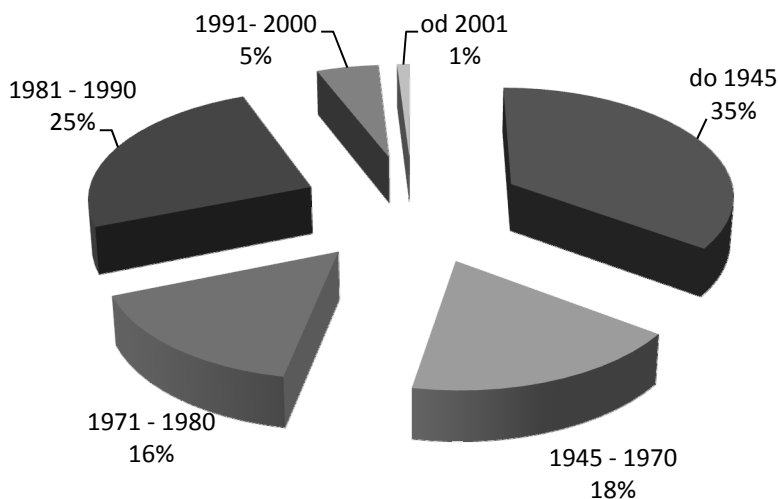
Badaniami objęto wielkości produkcji i zużycia wody na podstawie danych uzyskanym z Miejskich Wodociągów i Kanalizacji w Pile. Analizą objęto dane z lat 1995÷2005. Dla porównania uzyskanych wyników przyjęto wartość jednostkowego zużycia wody na poziomie 160 dm³/M·d.

3. Opis terenu i obiektu badań

Piła jest miastem położonym na pograniczu Pomorza Zachodniego i Wielkopolskiego zajmującym powierzchnię 102,7 km². Liczba mieszkańców w Pile sięga ok. 75000.

Pierwsze wzmianki o pilskich wodociągach, budowie studni głębinowych i sieci kanalizacyjnych datuje się na 1892 r. [3]. Przed drugą Wojną Światową istniała już w Pile, przy ul. Chopina, stacja wodociągowa zaopatrująca miasto w wodę. W obecnych latach ujęcie wody dla potrzeb wodociągu miejskiego zlokalizowane jest w Pile przy ulicy Wałęckiej, gdzie została wybudowana nowa centralna Stacja Uzdatniania Wody.

Woda ujmowana na potrzeby miasta Piła ujmowana jest z sieci wodociągowej o średnicach z zakresu od 80 do 600 mm, o łącznej długości 147,1 km (bez uwzględnienia przyłączy wodociągowych). Sieć wodociągowa wykonana jest głównie z przewodów żeliwnych (72%). Jednym z głównych czynników decydującym o sprawności sieci wodociągowej w Pile jest wiek istniejących rurociągów. Wraz z rozwojem miasta następuje rozbudowa istniejącej sieci wodociągowej, jednak nadal największy udział w pilskim wodociągu ma sieć wykonana przed rokiem 1945 (35%) (rysunek 1).



Rys. 1. Podział sieci wodociągowej w Pile ze względu na rok budowy
Fig. 1. Division of water-pipe network in Piła depending of building year

Tak zbudowaną siecią wodociągową woda trafia do odbiorców w Pile, która pobierana jest na odpowiednio wyodrębnione cele, których udział procentowy w produkcji wody odpowiednio pokazuje tabela 1.

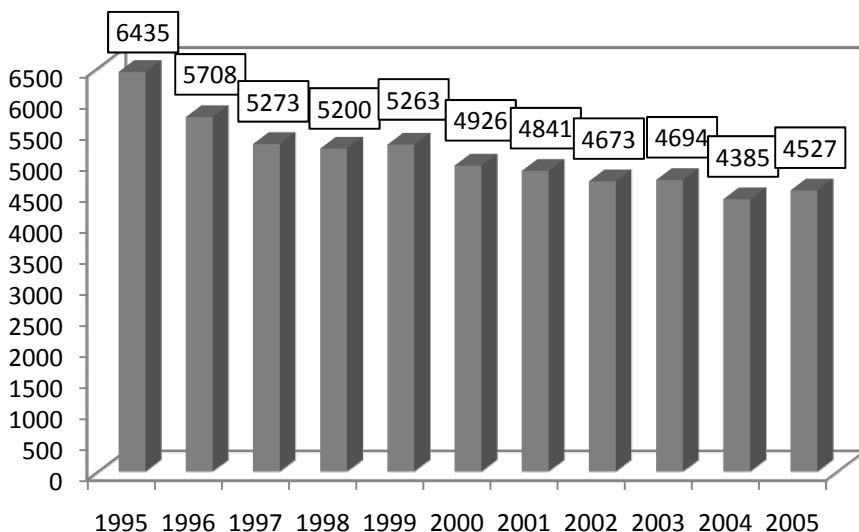
Tabela 1. Udział procentowy pobieranej wody ze względu na wyodrębnione cele
Table 1. Percentage share of receive water depending of separate objective

Przeznaczenie pobieranej wody	Rok										
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Gospodarstwa Domowe [%]	65,2	66,1	68,2	66,6	66,3	67,1	68,3	67,2	64,0	65,8	62,2
Cele produkcyjne [%]	9,3	9,1	7,6	7,2	7,9	10,0	9,7	9,5	11,5	10,1	9,5
Straty i zużycie własne [%]	17,2	17,8	17,2	19,5	18,7	15,8	16,2	17,8	19,1	18,7	22,3
Cele inne [%]	8,3	7,0	7,0	6,7	7,1	7,1	5,8	5,5	5,4	5,4	6,0

Gospodarstwa domowe są wyodrębnioną grupą odbiorców, która zużywa największą ilość wody w Pile – średnio 66,1%, dlatego też wykonano analizę zmian w produkcji wody odnośnie do zużycia wody przez gospodarstwa domowe.

4. Analiza wyników badań

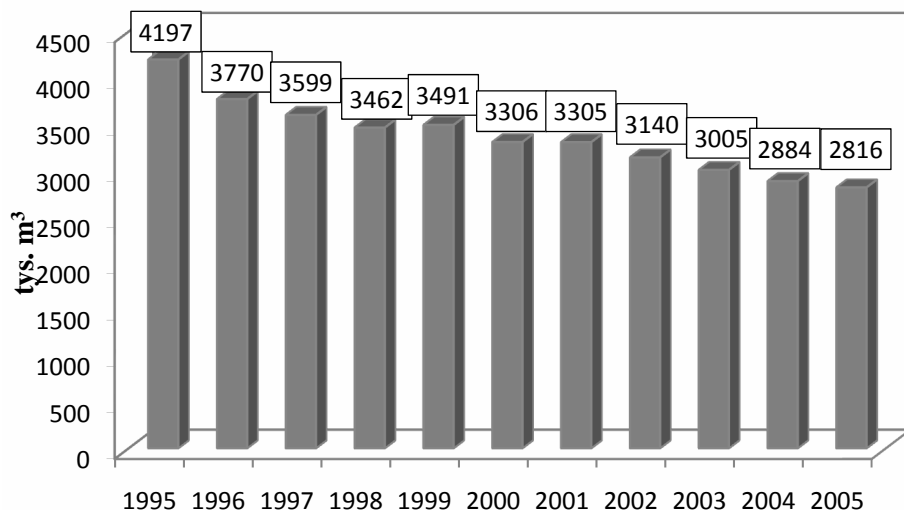
Produkcja wody w badanym okresie ulega corocznym zmianom. Między rokiem 2000 a 2005 różnica w produkcji wody wyniosła 399 tys. m³. W poprzednich pięciu latach, tj. od roku 1995 do roku 2000 różnica produkcji wody wyniosła 1506 tys. m³ (rysunek 2).



Rys. 2. Średnia roczna produkcja wody w latach 1995÷2005 w Pile w tys. m³
Fig. 2. Average annual water production in the years 1995÷2005 in Piła in th. m³

Zestawiając te dwie wartości można uznać, że na przestrzeni dziesięciu lat od roku 1995 do 2005 tendencja spadkowa produkcji wody w Pile zmniejsza się. Podobną tendencję można zauważyć również analizując zużycie wody na potrzeby gospodarstw domowych. Spadek zużycia w okresie od 1995 do 2005 roku wyniósł 891 tys. m³, natomiast w kolejnych pięciu latach zużycie to spadło o kolejne 490 tys. m³ (rysunek 3).

Porównując wartości produkcji wody oraz zużycia wody w gospodarstwach domowych w Pile jednoznacznie można stwierdzić, iż występuje zahamowanie tendencji spadkowej. Jednakże zahamowanie w obu przypadkach nie występuje jednakowo szybko. Biorąc pod uwagę produkcję wody można stwierdzić, iż spadek produkcji w latach 2000÷2005 stanowi zaledwie 25% spadku produkcji w latach 1995÷2000. Dla zużycia wody na potrzeby gospodarstw domowych w Pile zahamowanie spadku zużycia nie jest aż tak widoczne jak przy produkcji wody. Spadek zużycia wody w latach 2000÷2005 wynosi ok. aż 55% spadku zużycia w latach 1995÷2000.



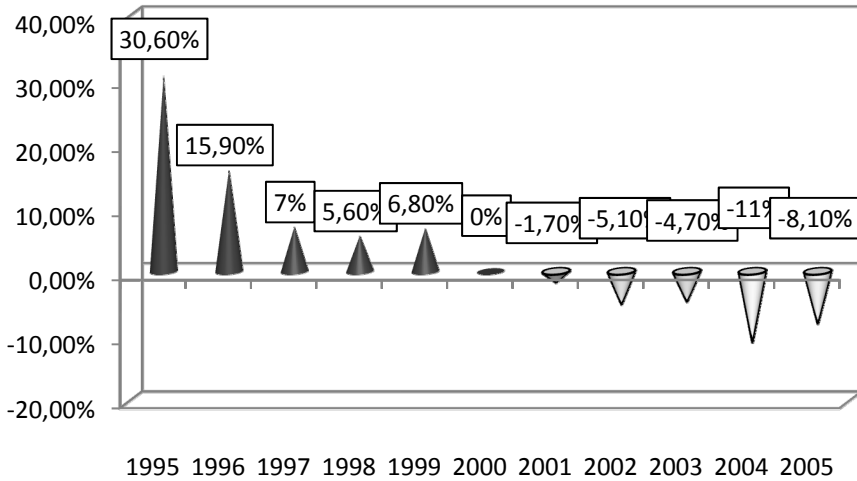
Rys. 3. Średnie roczne zużycie wody w latach 1995÷2005 w Piłę

Fig. 3. Average annual water consumption in the years 1995÷2005 in Piła

Do podobnych wniosków jak powyższe można również dojść na podstawie danych zestawionych na rysunku 4 i rysunku 5. Na wykresach tam przedstawionych można zauważyć jak zmieniał się pobór i zużycie wody w badanym okresie ale w stosunku do roku 2000.

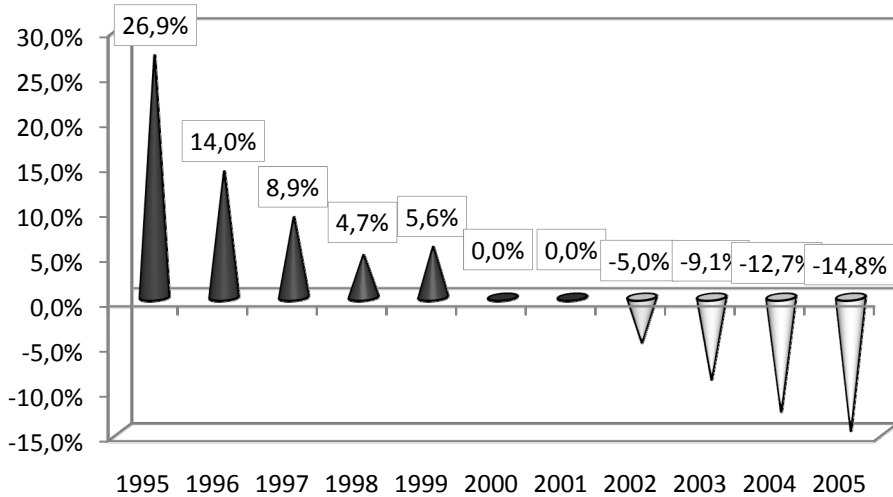
Analizując powyższe dane na pierwszy rzut oka widać w jakim stopniu tendencja spadkowa produkcji wody została zahamowana w badanym okresie. W pierwszym badanym pięcioleciu (1995÷2000) widzimy, iż spadek produkcji wody wyniósł 30,6%, natomiast w kolejnych pięciu latach (2000÷2005) produkcję wody spadła o 8,1%.

Badając analogicznie dane dotyczące zużycia wody widzimy, iż w latach 1995÷2000 spadek zużycia wynosi 26,9%, więc uzyskany wynik jest bardzo podobny do wyniku produkcji wody. Natomiast spadek zużycia wody w kolejnych badanych latach (2000÷2005) odbiega już od produkcji wody i wynosi 14,8% (rysunek 5).



Rys. 4. Zmiany produkcji wody w Piła w latach 1995÷2005 w stosunku do roku 2000

Fig. 4. Water production change in Piła in the years 1995÷2005 relative to 2000 year



Rys. 5. Zmiany zużycia wody w Piła w latach 1995÷2005 w stosunku do roku 2000

Fig. 5. Water consumption change in Piła in the years 1995÷2005 relative to 2000 year

Spadek zużycia wody obserwuje wiele osób, a w szczególności osoby zajmujące się branżą wodno-kanalizacyjną. Zmniejszające się zużycie wody stwarza szereg problemów technicznych rzutujących na hydrauliczną pracę sieci. Zmieniające się parametry hydrauliczne pracy sieci powinny wpłynąć na podjęcie działań w celu określenia pozostałych danych hydraulicznych. Dysponując rzeczywistymi parametrami hydraulicznymi sieci można poddać je ocenie i porównać z wartościami przyjętymi jako właściwe dla pracy sieci. Zakład wodociągowy, który posiada wiedzę odnośnie rzeczywistych parametrów hydraulicznych może określić potrzeby inwestycyjne, a te po wykonaniu wpłyną na trwałość sieci, jakość wody oraz zadowolenie odbiorców [3].

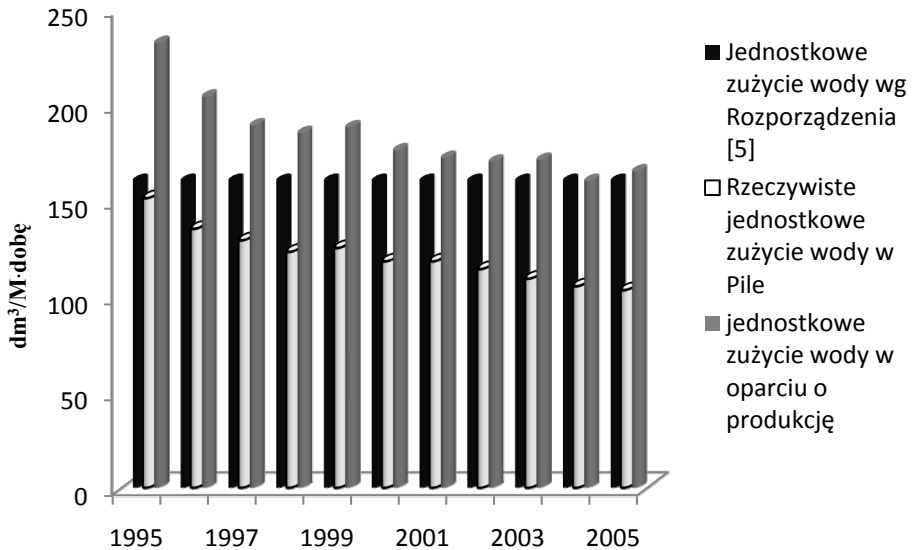
Jednym z najważniejszych czynników wpływających na parametry hydrauliczne sieci jest wskaźnik jednostkowego zapotrzebowania na wodę. Tabela 2 przedstawia jednostkowe zużycie wody dla gospodarstw domowych, produkcji wody oraz liczbę mieszkańców na przestrzeni badanych lat.

Tabela 2. Wskaźniki jednostkowego zużycia wody, produkcji wody oraz liczba mieszkańców Piły

Table 2. Unitary water consumption index, unitary water production index and population of Piła

Rok	Jednostkowe zużycie wody [dm ³ /M·dobę]	Jednostkowa produkcja wody [dm ³ /M·dobę]	Liczba mieszkańców
1995	151	232	75994
1996	135	204	76610
1997	129	189	76625
1998	123	185	76849
1999	125	188	76810
2000	118	176	76709
2001	118	172	76903
2002	114	170	75197
2003	109	171	75293
2004	105	160	75248
2005	103	165	75144

Analizując powyższą tabelę można stwierdzić iż jednostkowe wartości zużycia wody, jak również jej produkcji mają także tendencję spadkową. Wzrastająca liczba połączeń wodociągowych [3] nie ma żadnego wpływu na jednostkowe zużycie i produkcję wody oraz liczbę mieszkańców. Mimo założeń projektowych i normowych [5] wartości jednostkowe cyklicznie maleją i odbiegają od wartości założonych (rysunek 6).



Rys. 6. Rzeczywiste jednostkowe zużycie wody w odniesieniu do założonego, w latach 1995÷2005

Fig. 6. Real unitary water consumption relate to assumed, in the years 1995÷2005

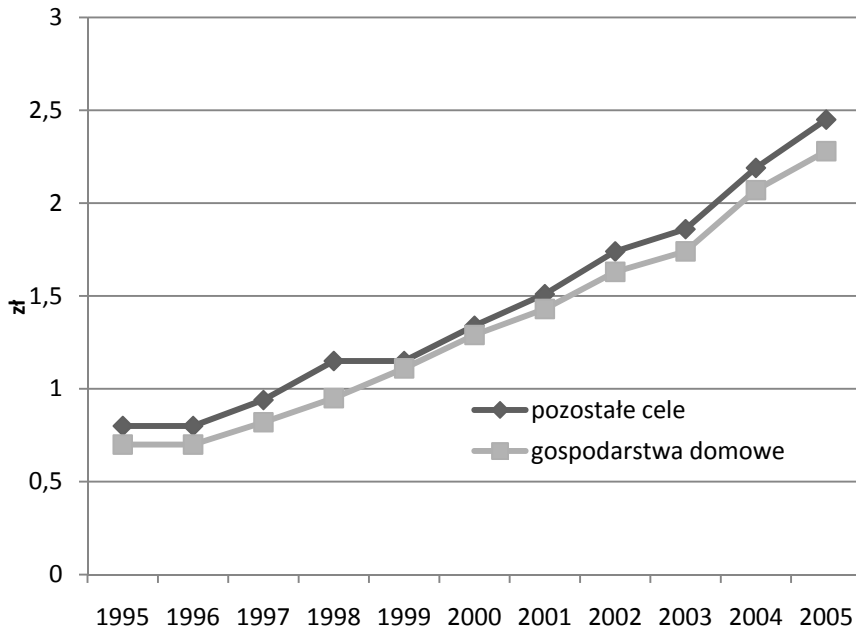
Tendencja spadkowa jest wyraźnie zarysowana. Największy spadek jednostkowego zużycia wody zaobserwowano do roku 2000 i wyniósł on odpowiednio: dla zużycia wody w gospodarstwach domowych – $33 \text{ dm}^3/\text{M}\cdot\text{dobę}$, dla produkcji wody – $56 \text{ dm}^3/\text{M}\cdot\text{dobę}$. Na podstawie rysunku 6 zauważamy, iż jednostkowe zużycie wody w gospodarstwach domowych w Pile w badanym okresie coraz bardziej odbiega od założonego zużycia wody do celów porównawczych. Początkowo różnica jest

prawie niezauważalna ($9 \text{ dm}^3/\text{M}\cdot\text{dobę}$), jednak z każdym rokiem stanowczo się pogłębia, aby na końcu osiągnąć wynik $57 \text{ dm}^3/\text{M}\cdot\text{dobę}$. Zauważamy również, iż zestawione dla porównania jednostkowe zużycie wody w oparciu o produkcję przewyższa wartości zakładane wg Rozporządzenia [5], jednak w dwóch ostatnich badanych latach wartości te bardzo zbliżają się do siebie. Jednak w takim podejściu do analizowanych wartości należy pamiętać, że wartość jednostkowego zużycia wody wg Rozporządzenia odnosi się do zużycia wody w gospodarstwach domowych. Jednostkowe zużycie wody w oparciu o produkcję zawiera również zużycie poprzez wyznaczone pozostałe cele które w Rozporządzeniu [5] są odrębnie wyznaczone. Dlatego też należy zauważyć, iż wartości przedstawione w Rozporządzeniu dla badanego obszaru, w końcowych latach odpowiadają zużyciu wody ogółem – w gospodarstwach domowych, celach produkcyjnych, stratach na sieci i własnych.

Zmiany w zużyciu i produkcji wody nie pozostają obojętne na problemy natury ekonomicznej. Ilość zużytej wody w bezpośredni sposób wpływa na koszt jednostkowy dostarczanej wody i dotyczy wszystkich odbiorców.

Rosnące ceny wody z roku na rok (rysunek 7) stanowią coraz większy udział w opłatach ponoszonych przez poszczególnych odbiorców. Coroczne zmiany w zużyciu wody dopatruje się w globalnej tendencji dostosowania zużycia wody do rzeczywistych potrzeb odbiorców. Rozpatrując zmiany cen wody można stwierdzić, iż odbywało się to nie tylko na podstawie wymiany wodochłonnych urządzeń, ale również jednym z czynników było oszczędzanie w celu zmniejszenia kosztów zużytej wody [3].

Rozpatrując oszczędzanie jako jeden z czynników wpływających na zmiany zużycia wody dochodzi do pewnego paradoksu. Odbiorcy oszczędzają wodę z uwagi na coraz większe opłaty, a ceny rosną ze względu na spadek sprzedaży [3]. Koszty związane z wytworzeniem wody są głównie kosztami stałymi i dlatego ich podział na coraz to mniejszą ilość wody sprzedanej wpływa na wzrost cen sprzedaży.



Rys. 7. Ceny 1 m³ wody w latach 1995÷2005 w Pile

Fig. 7. Prices of 1 m³ water w the years 1995÷2005 in Piła

5. Wnioski

Analiza zużycia oraz produkcji wody w Pile, w latach 1995÷2005 pozwoliła jednoznacznie stwierdzić, iż zużycie wody wykazało tendencję spadkową o średniej rocznej wysokości odpowiednio: 125,5 tys. m³ oraz 173,5 tys. m³.

Rozbudowa systemu wodociągowego poprzez zwiększenie przyłączeń do sieci wodociągowej nie miała wpływu na średnie roczne wartości zużycia i produkcji, jak również na wartości jednostkowe.

Wraz ze zmianami gospodarczymi mieszkańcy zmienili stosunek do wody. Pojawiły się nowoczesne urządzenia, których producenci kierując się dobrem klienta ograniczyli ich wodochłonność. Ważnym czynnikiem kształtującym zużycie wody w Pile stał się sposób rozliczania za wodę na podstawie wskazań wodomierzy i rezygnacja z rozliczeń na podstawie ryczałtów [3].

Wyniki przeprowadzonych badań wykazały tendencję wyhamowującą trendu spadkowego zużycia i produkcji wody w odniesieniu do wartości średnich, jak również jednostkowych. Powoduje to, iż powinniśmy zastanowić się nad pewnymi zmianami w przyjmowanych wskaźnikach do określania parametrów hydraulicznych projektowanych, jak również istniejących sieci. Przyjmowane obecnie wartości w późniejszym czasie mogą przynieść konsekwencje w sposobach eksploatacji sieci wodociągowych, jak również kanalizacyjnych [1].

Literatura

1. **Bugajski P., Kaczor G.:** *Struktura zużycia zimnej i ciepłej wody w gospodarstwie jednorodzinnym*. Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich. 2/2005.
2. *Rocznik Statystyczny*. Główny Urząd Statystyczny. 1995÷2005.
3. **Grugiel C.:** *Analiza zużycia wody w wybranej miejscowości*. Praca dyplomowa. Promotor prof. nadzw. dr hab. inż. A.W. Żuchowicki, 2002.
4. **Kłos-Trębaczewicz H., Osuch-Pajdzińska E.:** *Analiza tendencji zmian zużycia wody w miastach polskich*. Ochrona Środowiska. 2005.
5. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 14 stycznia 2002 r. w sprawie określenia przeciętnych norm zużycia wody. Dz. U. Nr 8, poz. 70. 2002.

Analysis of Production and Consumption of Water in Piła

Abstract

From 90ties of the twentieth century, constant changes in production and consumption of water is observed. It is caused by various factors, including increased awareness of customers about the value of water and increase of price of 1 m³ of consumed water.

Downward trend of consumption and production of water is systematically recorded in other European countries, but in Poland, these values are among the lowest in Europe.

This paper presents data concerning water production and water consumption in Piła.

Piła is a city located on the border of Western Pomerania and Wielkopolska. It covers area of 102.7 km². Population of Piła reaches approximately 75000.

Water for inhabitants of Piła is taken from the water supply network with diameters ranging from 80 to 600 mm, with a total length of 147.1 km (excluding household water connections). Water supply network is made mostly of cast iron pipes (72%). One of the major factors determining the efficiency of water supply in Piła is the age of existing pipelines. Development of the city is followed by expansion of existing water mains, but still the largest share of Piła's pipeline network is constructed before 1945 (35%) (Figure 1).

The analysis shows the changes of water consumption are present over the years covered by the research. Decline in production and consumption of water is sharply outlined and is in accordance with downward trend occurring in many Polish cities.

The research covered the years 1995-2005 and covered water production for the whole city and water consumption in households.

Produkcja wody w badanym okresie ulega corocznym zmianom. Między rokiem 2000 a 2005 różnica w produkcji wody wyniosła 399 tys. m³. W poprzednich pięciu latach, tj. od roku 1995 do roku 2000 różnica produkcji wody wyniosła 1506 tys. m³ (rysunek 2).

Water production during the research period changed annually. Between 2000 and 2005 the difference in water production was 399 thousands of m³. In the previous five years, that is from 1995 to 2000 difference in water production amounted to 1,506 thousand of m³ (Figure 2).

The data of water consumption in the years 1995-2000 shows also drop in consumption of 26.9%, this result is similar to result concerning decrease of water production. While the decrease in water consumption in subsequent studied years (2000-2005) differs from the production of water and amounts to 14.8% (Figure 5).

On the basis of the analysis it is possible to state that real water consumption index are much lower in comparison with values that were taken into consideration during water-pipe network design stage. On the basis of obtained data, real values differ from those assumed and in 2005 year. Latest values are 103 dm³/M·day from data of water consumption in households, and 165 dm³/M·day from calculated on the basis of water production.



Hybrydyzacja wśród ryb – przyczyny i jej znaczenie

Lucyna Kirczuk, Józef Domagała
Uniwersytet Szczeciński

1. Wstęp

Hybrydyzacja jest krzyżowaniem się osobników dwu populacji, które różnią się jedną lub więcej podstawowymi cechami dziedzicznymi. Proces ten związany jest z introgresją, która jest trwałym włączeniem genów z jednego zespołu różniących się populacji do drugiego zespołu [22]. Koniecznym, ale nie wystarczającym punktem wyjścia do powstania hybrydowego gatunku, jest rosnący zasięg zróżnicowanej genetycznie populacji, wchodzącej w kontakt pozbawiony barier rozrodczych lub, kiedy izolacja reprodukcyjna załamała się np. w wyniku zaburzeń w środowisku [12]. Hybrydowy takson jest niezależnie ewoluującą, historycznie stabilną populacją lub grupą populacji posiadającą unikatowe kombinację cech dziedzicznych, wywodzących się z krzyżowania przedstawicieli z dwu lub więcej oderwanych zespołów np. ras, podgatunków czy gatunków. Stabilność i ewolucyjna niezależność, jest podstawą dla wyróżnienia taksonu pochodzenia hybrydowego, z przypadkowej hybrydyzacji międzygatunkowej [22].

Wśród hybrydów pierwszego lub następnych pokoleń, pochodzącymi z krzyżowania między różnymi populacjami różniącymi się genomem [83], występuje tzw. „outbreeding depression” tj. obniżenie średniego przeżycia, kondycji i płodności, która jest tym silniejsza im więk-

sza jest różnica między krzyżującymi się osobnikami rodzicielskimi np. w izolowanych populacjach [70]. Zdaniem Gharetta i innych [35], efekt ten obrazuje oddziaływanie genów na przystosowanie się do lokalnych warunków środowiskowych. Możliwość wystąpienia „outbreeding depression” powinna więc być brana pod uwagę przy wprowadzaniu nowych gatunków i ich wpływu na naturalne populacje, w postaci obniżonego przeżycia czy występowania anomalii rozwojowych [34]. Zdaniem Allendorfa i innych [1], wzrost poziomu hybrydyzacji i związana z tym introgresja, przyczynia się do zagłady wielu gatunków, a kluczowym zadaniem jest rozstrzygnięcie, czy hybrydyzacja jest procesem naturalnym, czy też wynika z działalności człowieka, co ma decydujące znaczenie w ochronie gatunków.

2. Przyczyny hybrydyzacji

W przyrodzie funkcjonują mechanizmy izolacji reprodukcyjnej, blokujące międzygatunkową hybrydyzację zwierząt. U ryb, częściej niż u innych kręgowców, obserwuje się występowanie krzyżówek. Ma to związek z zapłodnieniem zewnętrznym i specyfiką środowiska życia. W warunkach hodowlanych hybrydyzacja ryb, w tym łososiowatych, jest łatwa w realizacji natomiast w warunkach naturalnych międzygatunkowe krzyżówki np. łososia i troci pojawiają się stosunkowo rzadko, dzięki obecności mechanizmów izolacyjnych, związanych głównie z rozdzielaniem miejsc tarłowych. Jednym z głównych czynników powodujących hybrydyzację jest, na skutek działań antropogenicznych, zakłócenie prawidłowych stosunków wodnych powodujących wahania poziomu wody w rzekach i zmniejszenie powierzchni tarliskowych np. w Hiszpanii [30], w basenie Morza Białego [53] czy w północnym Labradorze [37]. Także w przypadku sympatrycznych gatunków, zachodzenie na siebie ich geograficznych terytoriów podwyższa poziom hybrydyzacji np. między *Salmo salar* i *S. trutta* [19, 20, 25, 37, 40, 62, 71, 81, 82], *Salmo gairdneri* i *S. clarki* [6] czy *Anguilla anguilla* x *A. japonica* [60]. Do czynników podwyższających poziom hybrydyzacji pomiędzy łososiem a trocią należy także nieprawidłowo prowadzona restytucja łososia [30], zarybianie rzek starszymi osobnikami [44], czy nadmierny połów ryb [53].

Hybrydy łososia i troci częściej występują też w rzekach, gdzie w populacjach łososia wysoki jest udział karłowatych samców, których

liczba wzrasta przy zmniejszającej się liczebności populacji [25, 30, 43]. Nie tylko obecność, ale także agresywne zachowanie się przedwcześnie dojrzewa [jących samców łososia, które podczas tarła „zakradają się” i zapładniają ikrę samic pstrąga sprzyjają międzygatunkowej hybrydyzacji i załamaniu się międzygatunkowych barier [5, 33]. Takie zachowanie samców leży u podstawy złamania bariery rozrodczej również pomiędzy formami *Oncorhynchus nerka* [88] i jest przyczyną hybrydyzacji wśród gatunków Salmonidae w rzekach południowej Europy [32].

Zaburzone zachowanie rozrodcze hodowlanych łososi, w przypadku ich ucieczki, może także podwyższać poziom hybrydyzacji, gdyż dochodzi do ich krzyżowania z dzikimi osobnikami [25, 84]. Potwierdzają to badania Youngsona i innych [91], z których wynika, że samice łososia z hodowli częściej krzyżują się z trocią niż osobniki dzikie. Rozwój ferm łososiowych powoduje zwiększenie przypadków ucieczek ryb [49], które stanowią zagrożenie dla dzikich populacji łososi i troci [25], a niezamierzona hybrydyzacja hodowlanych i dzikich osobników jest też poważnym problemem dla przemysłu rybnego [14]. Do sukcesu hybrydyzacji przyczynia się także zmiana jakości ikry na skutek oddziaływania czynników środowiskowych [11], a także przesunięcia terminu tarła troci w stosunku do tarła łososia [39].

Przy nie zaburzonych warunkach środowiska, duży wpływ na poziom hybrydyzacji mają lokalne czynniki jak, przesunięty stosunek płci [40, 44], a także obecność na jednym tarlisku gatunków o różnym pochodzeniu (Elo i in. 1995). Również większe rozmiary samców łososi dojrzewających w stadium parr i ich jednoczesne tarło z pstrągiem, spowodowało wysoki poziom hybrydyzacji w rzekach Nowej Fundlandii [54], a duże rozmiary pstrąga, który podczas tarła był błędnie wybierany, jako partner, przez łososia, przyczyniły się do zwiększenia hybrydyzacji w Wielkiej Brytanii [45].

Introdukcja nowych gatunków do rzek, gdzie wcześniej one nie występowały, może spowodować hybrydyzację [6, 22, 46], jak to miało miejsce w przypadku sprowadzenia pstrąga potokowego, pstrąga tęczowego i pstrąga źródlanego, które skrzyżowały się z miejscową trocią *Oncorhynchus clarki levisi* w rzekach Ameryki Północnej [37, 40, 42]. Również w przypadku sprowadzonych do hodowli w Europie Zachodniej azjatyckich gatunków Cyprinidae, nastąpiło ich skrzyżowanie z rodzimym *Cyprinus carpio* [52, 72], czy też sprowadzenie *Micropterus punc-*

tulatus do dopływów rzeki Missouri, przyczyniło się do hybrydyzacji z rodzimym *Micropterus dolomieu* [63] a także introdukcja *Esox lucius* doprowadziła do hybrydyzacji z *Esox niger* [58]. W Polsce sprowadzenie w 1966 roku z terenów byłego Związku Radzieckiego pelugi (*Coregonus peled*) do polskich jezior stało się przyczyną hybrydyzacji z innymi gatunkami *Coregoninae*, z sieją (*C. lavaretus*) i sielawą (*C. albula*) [26]. Zdaniem Wirtza [85] hybrydyzacja zachodzi częściej między samicami rzadkiego gatunku a samcami pospolitego gatunku. Jak zauważa McGowan i Davidson [54], introdukcja sprzyja hybrydyzacji, gdyż mechanizmy izolacji przedreprodukcyjnej, pomiędzy nowo wsiedlonym gatunkiem a autochtonicznym nie są dostatecznie rozwinięte, jak u gatunków sympatrycznych. W przypadku europejskiego łososia i troci [8] podkreślają ich genetyczną integralność, która zapobiega powstawaniu licznych hybrydów między tymi sympatrycznymi gatunkami.

3. Znaczenie hybrydyzacji

Hybrydyzacja jest procesem, który odgrywa znaczącą rolę w procesie ewolucji i powstawaniu nowych gatunków [22]. Zdaniem Stebbinsa [73] rzadkie kombinacje genów ustalają się nagle, dlatego rola hybrydyzacji w ewolucji zwierząt może być znacznie większa niż uznawana do tej pory. Hybrydyzacja następująca poprzez krzyżowanie może wzmagać tempo mutacji, głównie prowadząc do pojawiania się cech odróżniających od form rodzicielskich, szczególnie, gdy rekombinacje dotyczą izolowanych geograficznie populacji [80]. Według m.in. Blanca i Chevassusa [9, 10], Scheerera i Thorgaarda [67] hybrydyzacja wśród Salmonidae jest interesująca ze względu na możliwość stworzenia korzystnej kombinacji z genotypów dwu gatunków oraz częstą sterylność hybrydów. Jednakże niskie przeżycie, zaburzenia podczas rozwoju, słabe tempo wzrostu ograniczają wykorzystanie diploidalnych hybrydów w akwakulturze [9, 65, 91]. Wyjątkiem jest krzyżówka *Salmo trutta* x *Salvelinus fontinalis*, która ma przeżycie i wzrost zbliżone do gatunków rodzicielskich a samice, z nierozwiniętymi w pełni gonadami, ze względu na lepszy wzrost mogą mieć istotne znaczenie w hodowli [10]. Natomiast duża zmienność wzrostu w pierwszym roku życia, diploidalnych i triploidalnych hybrydów *Salmo salar* x *S. trutta* pomimo zbliżonego przeżycia w stosunku do diploidalnych i triploidalnych łososi, obniża możliwość wykorzystania ich w akwakulturze [28].

Międzygatunkową hybrydyzacją wśród Salmonidae jest niekorzystna ze względu na introgresję [30, 81], która może wystąpić po wprowadzeniu nowych gatunków do rzek [9, 16, 40, 47]. Zdaniem Behnke [6, 7], Nymana [59] introgresja może prowadzić do eliminowania niektórych gatunków. Wpływ jej jest jednak ograniczony ze względu na sterylność i krótkie przeżycie hybrydów [29, 90]. Do niekorzystnych cech, które niesie ze sobą hybrydyzacja należy też bardziej agresywne zachowanie hybrydów dzikiego i hodowlanego łososia w stosunku do czystych łososi, co może mieć negatywny wpływ na rozród czystego gatunku, przez wzrost konkurencji ze strony hybrydów [24]. Zdaniem Garci-Vazquez i innych [31], obecność płodnych samic hybrydów łosoś x troć w małych populacjach, może prowadzić do ich krzyżowania się z czystymi gatunkami i w konsekwencji do utraty miejsc tarliskowych.

Hybrydyzacja wśród ryb w warunkach naturalnych jest zatem niekorzystnym zjawiskiem natomiast często wykorzystywana jest w biotechnologii, w celu uzyskania osobników o korzystnych, z punktu widzenia akwakultury, cechach. Tak jest w przypadku uzyskania sterylnych hybrydów pomiędzy gatunkami Salmonidae, co ma znaczenie z naukowego, a także handlowego punktu widzenia. W przypadku czystych gatunków wzrastających w warunkach naturalnych, podczas dojrzewania zwiększa się masa gonad kosztem masy mięśni co wiąże się ze spadkiem ich wartości handlowej [13]. W związku z tym ekonomicznie korzystny dla akwakultury jest wzrost sterylnych hybrydów [28, 75, 76], gdyż są one dobrym materiałem w planowaniu hodowli i kontroli populacji [15, 50]. Międzyrodzajowe sterylne hybrydy *Salvelinus* i *Oncorhynchus* [75] a także hybrydy *Gnathopogon elongatus* x *Pseudogobio esocinus* [76], *Ictalurus punctatus* x *I. furcatus* [23] mają większą masę mięśni w stosunku do masy mięśni u płodnych gatunków rodzicielskich. Uzyskanie sterylnych, triploidalnych hybrydów i ich wykorzystanie w akwakulturze jest również korzystne ze względu na ochronę dzikich populacji i wykluczenie introgresji [69, 92]. Również Gorshkov i inni [36] podkreślają, że uzyskanie sterylnych diploidalnych i triploidalnych hybrydów *Sparus aurata* x *Pagrus major* jest korzystne ze względu na ograniczenie wpływu uciekinierów z hodowli na dzikie osobniki.

Korzystną cechą hybrydów *Salmo salar* x *S. trutta* jest większa odporność na choroby m.in. zakażenie *Gyrodactylus salaris* i *Gyrodactylus derjavini*, w stosunku do czystych gatunków [4, 55]. Hybrydy *Salmo*

gairdneri x *Oncorhynchus kisutch* są częściowo odporne [61], a hybrydy *Oncorhynchus mykiss* x *Salvelinus alpinus* całkowicie na zakażenie wirusową krwotoczną posocznicą hybrydów [21]. Duże znaczenie w procesie hybrydyzacji ma występowanie heterozji, która jest wynikiem uzupełnienia korzystnych genów pochodzących od gatunków rodzicielskich [18]. Według Svårdsona [79], przykładem heterozji jest szybki wzrost hybrydów *Salmo trutta* x *Salvelinus alpinus*, czy lepsze przeżycie i wzrost dwu form hybrydów *Salmo gairdneri* [2].

Do korzystnych cech należy także szybszy wzrost m.in. hybrydów *Ictalurus punctatus* x *I. furcatus*, a także większa tolerancja na niedobór tlenu [23], w stosunku do gatunków rodzicielskich. Również wyższą tolerancję i lepsze przeżycie, w warunkach niedoboru tlenu, mają hybrydy *Phoxinus eos* x *P. neogaeus* [68]. Dobry poziom przeżycia i szybszy wzrost, w stosunku do gatunków rodzicielskich, mają także sterylne hybrydy *Salvelinus alpinus* x *S. malma* (Refstie, Gjedrem 1975), a *Salvelinus fontinalis* x *S. namaycush* charakteryzują się szybszym wzrostem i wcześniejszym dojrzewaniem, tak jak *Salvelinus fontinalis* i dobrym przeżyciem w głębokiej, chłodnej wodzie jak *Salvelinus namaycush* [2]. Poprzez hybrydyzację można uzyskać także jednopłciowe, korzystne w akwakulturze populacje [17] jak np. *Oreochromis niloticus* x *O. aureus*, które w 98-100% są samcami charakteryzującymi się szybszym tempem wzrostu i większą masą ciała w stosunku do samic gatunku rodzicielskiego, co wykorzystuje się w hodowli w Izraelu oraz na Tajwanie [48, 56, 64, 86, 87]. Do korzystnych cech wynikających z hybrydyzacji, należy także lepsza tolerancja i zasolenia [74], u międzyrodzajowych hybrydów rodzaju *Salmo* w stosunku do czystych gatunków. Także część hybrydów *Oncorhynchus masou* x *O. gorbuscha* [51] i *Oncorhynchus keta* x *O. tshawytscha* [69] charakteryzuje się wcześniej występującą i większą tolerancją na zasolenie, w stosunku do gatunku samiczego i przed uzyskaniem srebrnego ubarwienia smolta. Natomiast Suzuki i Fukuda [77] otrzymali sterylne hybrydy Salmonidae, których mięśnie, podczas smoltyfikacji uzyskały czerwono-pomarańczowe ubarwienie utrzymujące się nawet do trzeciego roku życia, co jest korzystne, z handlowego punktu widzenia.

Hybrydyzacja stała się więc jedną z metod biotechnologicznych, dzięki którym uzyskano populacje o większej tolerancji na zimno, zasolenie [50], stężenie amoniaku [38] i o lepszym tempie wzrostu i większej

odporności na choroby [41, 89]. Należy jednak pamiętać, że wobec wzrostu poznanych hybrydowych taksonów [22], niezwykle istotne jest, prowadzenie wszechstronnych badań nad hybrydyzacją ryb, w celu zachowania i rozwoju naturalnych zasobów, a pełne zrozumienie fizycznych i ekologicznych zmian pozwoli na lepszą ochronę czystych gatunków [27, 57]. Konieczna jest zatem ochrona naturalnych populacji przed osobnikami hodowlanymi pochodzącymi z doświadczeń co nie zawsze jest realizowane.

Aby zachować naturalne populacje należy chronić ograniczoną powierzchnię występowania gatunków, co ma istotne znaczenie szczególnie przy prowadzonym zarybianiu a także odłowach ryb [42, 44, 90]. Niezwykle istotne jest zachowanie bądź też przywrócenie prawidłowego stanu środowiska naturalnego a także rozważenie każdej decyzji dotyczącej wsiedlania nowych gatunków ze względu na narażenie dzikich populacji na introgresję. Hybrydyzacja korzystna pod względem biotechnologicznym jest więc dużym zagrożeniem dla dzikich populacji, które poprzez właściwe działania powinny być szczególnie chronione.

Literatura

1. **Allendorf F.W., Leary R.F., Spruell P., Wenburg J.K.:** *The problems with hybrids: setting conservation guidelines.* Trends Ecol. Evol. 16, 11, 613-622, 2001.
2. **Ayles G.B.:** *Relative importance of additive genetic and maternal sources of variation in early survival of young splake hybrids (*Salvelinus fontinalis* x *S. namaycush*).* J. Fish. Res. Board Can. 31, 1499-1502, 1974.
3. **Ayles G., Baker R.:** *Genetic differences in growth and survival between strains and hybrids of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) stocked in aquaculture lakes in the Canadian prairies.* Aquacult., 33: 269-280, 1983.
4. **Bakke T.A., Soleng A., Harris P.D.:** *The susceptibility of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) x brown trout (*Salmo trutta* L.) hybrids to *Gyrodactylus salaris* Malmberg and *Gyrodactylus derjavini* Mikailov.* Parasitology, 119, 467-481, 1999.
5. **Beall E., Moran P., Pendas A., Izquierdo J., Garcia-Vazquez E.:** *L'hybridation dans les populations naturelles de Salmonidés dans le sud-ouest de L'Europe ET en milieu experimental.* Bull. Fr. Pêche Piscic. 344/345, 271-285, 1997.
6. **Behnke R.J.:** *Rare and endangered species: the native trouts of western North America.* Proc. West. Assoc. Game Fish. Comm., 48, 530-533, 1968.

7. **Behnke R.J.:** *Rare and endangered species report: new information on gila trout, Salmo gilae*. Rep. Col. Coop. Fish. Unit, Colo. State Univ., Fort Collins, 12 pp, 1970.
8. **Beland K.F., Roberts F.L., Saunders R.L.:** *Evidence of Salmo salar x Salmo trutta hybridization in North American River*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38, 552-554, 1981.
9. **Blanc J.M., Chevassus B.:** *Interspecific hybridization of Salmonid fish. II. Survival and growth up to the 4th month after hatching in F1 generation hybrids*. Aquacult., 29, 383-387, 1982.
10. **Blanc J.M., Chevassus B.:** *Survival, growth and sexual maturation of the tiger trout hybrid (Salmo trutta ♀ x Salvelinus fontinalis ♂)*. Aquacult., 52, 59-69, 1986.
11. **Blanc J.M., Poisson H.:** *Parental sources of variation in hatching and early survival rates of Salmo trutta ♀ x Salvelinus fontinalis ♂ hybrid*. Aquaculture, 32, 115-122, 1983.
12. **Bullini L.:** *Origin and evolution of animal hybrid species*. Trends. Ecol. Evol. 9, 422-426, 1994.
13. **Bye V.J., Lincoln R.F.:** *Commercial methods for the control of sexual maturation in rainbow trout (Salmo gairdneri R.)*. Aquacult. 57, 299-310, 1986.
14. **Campton D.E.:** *Natural hybridization and introgression in fishes: Methods of detection and genetic interpretations*. In: Population genetics and fishery management (Ryman, N. and Utter F., eds.). Seattle: University of Washington Press, 161-191, 1987.
15. **Chevassus B.:** *Hybridization in Salmonids: results and perspectives*. Aquacult. 17, 113-128, 1979.
16. **Chevassus B.:** *Hybridization in fish*. Aquacult. 33, 245-262, 1983.
17. **Childers W.F.:** *Hybridization of four species of sunfishes (Centrarchidae). III*. Nat. Hist. Surv., Bull. 29 (3), 1967.
18. **Cowx I.G.:** *The biology of bream Abramis brama (L), and its natural hybrid with roach, Rutilus rutilus (L) in the River Exe*. J. Fish. Biol. 22, 631-646, 1983.
19. **Crozier W.W.:** *Electrophoretic identification and comparative examination of naturally occurring F₁ hybrids between brown trout (Salmo trutta L.) and Atlantic salmon (S. salar L.)*. Comp. Biochem. Physiol. 78B: 785-790, 1984.
20. **Delling B., Crivelli A.J., Rubin J-F., Berrebi P.:** *Morphological variation in hybrids between Salmo marmoratus and alien Salmo species in the Volarja stream, Soca River basin, Slovenia*. J. Fish Biol. 57. 1199-1212, 2000.
21. **Dorson M.B., Chevassus B., Torhy C.:** *Comparative susceptibility of three species of char and of rainbow trout x char triploid hybrids to several pathogenic salmonid viruses*. Dis. Aquat. Org., 11, 217-224, 1991.

22. **Dowling T.E., Secor C.L.:** *The role of hybridization and introgression in the diversification of animals.* Annu. Rev. Ecol. Syst. 28, 593-619, 1997.
23. **Dunham R.A., Smitherman R.O., Goodmann R.K., Kemp P.:** *Comparison of strains, crossbreeds and hybrids of channel catfish for vulnerability to angling.* Aquacult. 57, 193-201, 1986.
24. **Einum S., Fleming I.A.:** *Genetic divergence and interactions in the wild among native, farmed and hybrid Atlantic salmon.* J. Fish Biol. 50, 634-651, 1997.
25. **Elo K., Erkinaro J., Vuorinen J., Niemela E.:** *Hybridization between Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) in the Teno and Näätämö River Systems, northernmost Europe.* Nordic. J. Freshw. Res. 70, 56-61, 1995.
26. **Falkowski S., Luczynski M., Vuorinen J.:** *Embryonic and larval development of whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) and peled (*C. peled* Gmelin) hybrids.* Finnish Fisheries Research 9: 71-79, 1988.
27. **Falkowski S., Slechtova V., Jankun M., Vuorinen J., Luczynski M.:** *Isosyme Analysis demonstrates a high proportion of hybrids in hatchery stock of peled (*Coregonus peled*) from Czech Republic.* Acta. Acad. Agricult. Tech. Olst., 20, 45-52, 1995.
28. **Galbreath P.F., Thorgaard G.H.:** *Viability and freshwater performance of Atlantic salmon x Brown trout triploid hybrids.* Can. J. Fish. Aquat. Sci., 51 (Suppl. 1), 16-24, 1994.
29. **Galbreath P.F., Thorgaard G.H.:** *Sexual maturation and fertility of diploid and triploid Atlantic salmon x Brown trout hybrids.* Aquacult. 137, 299-311, 1995.
30. **Garcia de Léaniz C., Verspoor E.:** *Natural hybridization between Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *Salmo trutta*, in northern Spain.* J. Fish Biol. 34, 41-46, 1989.
31. **Garcia-Vazquez E., Ayllon F., Martinez J., Perez J., Beall E.:** *Reproduction of interspecific hybrids of Atlantic salmon and brown trout in a stream environment.* Fresh. Biol., 48, 1100-1104, 2003.
32. **Garcia-Vazquez E., Moran P., Martinez J. L., Perez J., Gaudemar B., Beall E.:** *Alternative Mating Strategies in Atlantic Salmon and Brown Trout.* J. Hered. 92, 146-149, 2000.
33. **Garcia-Vazquez E., Moran P., Perez J., Martinez J.L., Izquierdo J.L., Gaudemar B., Beall E.:** *Interspecific barriers between salmonids when hybridization is due to sneak mating.* Heredity, 89, 288-292, 2002.
34. **Gharret A.J., Smoker W.W.:** *Two Generations of Hybrids between Even- and Odd-Year Pink Salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*): A Test for Outbreeding Depression?* Can. J. Fish. Aquat. Sci., 48, 1744-1749, 1991.

35. **Gharret A.J., Smoker W.W., Reisenbichler R.R., Taylor S.G.:** *Outbreeding depression in hybrids between odd- and even-broodyear pink salmon*. Aquacult. 173, 117-129, 1999.
36. **Gorshkov S., Gorshkova G., Hadani A., Gordin H., Knibb W.:** *Chromosome set manipulations and hybridization experiments in gilthead seabream (*Sparus aurata*). II. Assessment of diploid and triploid hybrids between gilthead seabream and red seabream (*Pagrus major*)*. J. Apply. Ichthyol. 18, 106-112, 2002.
37. **Hammar J., Dempson J.B., Verspoor E.:** *Natural Hybridization between Arctic Char (*Salvelinus alpinus*) and Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*): Evidence from Northern Labrador*. Can. J. Fish Aquat. Sci. 48, 1437-1445, 1991.
38. **Hargreaves J.A., Kucuk S.:** *Effects of diel un-ionized ammonia fluctuation on juvenile hybrid striped bass, channel catfish, and blue tilapia*. Aquacult., 195, 163-181, 2001.
39. **Hegberger T.G., Haukebo T., Mork J., Stahl G.:** *Temporal and spatial segregation of spawning in sympatric populations of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *salmo trutta* L.* J. Fish Biol. V. 33. Nr 3. P. 347-356, 1988.
40. **Hubbs C.L.:** *Hybridization between Fish Species in Nature*. Syst. Zool. 1-20, 1955.
41. **Hulata G.:** *Israel aquaculture genetic improvement programs, 103-108*. In: M. V. Gupta and B. O. Acosta (eds.) *Fish genetics research in member countries and institutions of the International Network on Genetics in Aquaculture*. ICLARM Conf. Proc. 64, 179 p, 2001.
42. **Janowicz M.:** *Zjawisko hybrydyzacji w naturalnych populacjach Westslope Cutthroat (*O. clarki lewisi*) oraz pstrąga tęczowego (*O. mykiss*) w Górach Skalistych stanu Alberta (Kanada)*. Maszynopis, AR Szczecin, 2004.
43. **Jansson H., Holmgren I., Wedin K., Andersson T.:** *High frequency of natural hybrids between Atlantic salmon *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., in a Swedish river*. J. Fish Biol. (Suppl. A) 39, 343-348, 1991.
44. **Jansson H., Öst T.:** *Hybridization between Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in a restored section of the River Dalälven, Sweden*. Can. J. Fish Aquat. Sci., 54, 2033-2039, 1997.
45. **Jordan W.C., Verspoor E.:** *Incidence of natural hybrids between Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *S. trutta* L., in Britain*. Aquacult. Fish. Manage. 24, 373-377, 1993.
46. **Kazakov R.V.:** *Taksonomicheskii status, morfologia i rasprostranienie atlanticheskogo lososia. Atlanticheskii losos*. Nauka. Sankt-Pieterburg, 13-31, 1998.

47. **Leary R.F., Allendorf F.W., Sage G.K.:** *Hybridization and introgression between introduced and native fish.* Am Fish. Soc. Symp. 15, 91-101, 1995.
48. **Liao I.-C., Chen T.P.:** *Status and prospects of tilapia culture in Taiwan.* Proceedings of the First International Symposium on Tilapia in Aquaculture, 8-13 May, Nazareth, Israel, Tel Aviv University, Israel, 1983.
49. **Lund R., Okland F., Hansen L.P.:** *Farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) in fisheries and Rivers in Norway.* Aquacult., 98, 143-150, 1991.
50. **Ma H., Yamazaki F.:** *Characteristics of the Hybrid F₁ between Female Masu Salmon, *Oncorhynchus masou* and Male Pink Salmon, *O. gorbuscha*.* Bull. Fac. Fish. Hokkaido Univ. 37 (1), 6-16, 1986.
51. **Ma H., Yamazaki F.:** *Fertility of Hybrids between Female Masu Salmon, *Oncorhynchus masou* and Male Pink Salmon, *O. gorbuscha*.* Bull. Fac. Fish. Hokkaido Univ. 37 (4), 295-302, 1986.
52. **Makeyeva A.P.:** *The phenomenon of hybrid gynogenesis in fishes.* J. Ichthyol., 15, 72-81, 1975.
53. **Makhrov A.A., Kuzishchin K.V., Novikov G.G.:** *Natural Hybrids of *Salmo salar* with *Salmo trutta* in the Rivers of the White Sea Basin.* Jour. Ichthyol. 38, 1, 61-66, 1998.
54. **McGowan C., Davidson W.S.:** *Unidirectional natural hybridization between brown trout (*Salmo trutta*) and Atlantic salmon (*S. salar*) in Newfoundland.* Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49, 1953- 1858, 1992.
55. **McGowan C., Davidson W.S.:** *Artificial hybridization of Newfoundland brown trout and Atlantic salmon: hatchability, survival and growth to first feeding.* Aquaculture, 106, 117-125, 1992.
56. **Mires D.:** *Current techniques for the mass production of tilapia hybrids as practiced at Ein Hamifratz fish hatchery.* Bamidgen 35, 3-8, 1983.
57. **Mukherjee T.K.:** *Genetics for improvement of fish in Malaysia,* p. 65-70. Gupta and B. O. Acosta (eds.) Fish genetics research in member countries and institutions of the International Network on Genetics in Aquaculture. ICLARM Conf. Proc. 64, 179 p, 2001.
58. **Nelson J.S.:** *Molecular confirmation of hybridization between northern pike (*Esox lucius*) and chain pickerel (*E. niger*).* Copeia, 3, 846-850, 1990.
59. **Nyman L.:** *A new approach to the taxonomy of the “*Salvelinus alpinus* species complex”.* Rep. Inst. Of freshwater Res., Drottningholm, 52, 103-131, 1972.
60. **Okamura A., Zhang H., Utoh T., Akazawa A., Yamada Y., Horie N., Mikawa N., Tanaka S., Oka H.P.:** *Artificial hybrid between *Anguilla anguilla* and *Anguilla japonica*.* J. Fish Biol., 64, 1450-1454, 2004.
61. **Ord W., M., Le Berre M., De Kinkelin P.:** *Viral Hemorrhagic septice-mia: comparative susceptibility of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) and hybrids (*Salmo gairdneri* x *Oncorhynchus kisutch*) to experimental infection.* J. Fish. Res. Board Can., 33, 1205-1208, 1976.

62. **Payne R.H., Child A.R., Forrest A.:** *The existence of natural hybrids between the European trout and the Atlantic salmon.* J. Fish Biol. 4, 233-236, 1972.
63. **Pflieger W.L., Fajen O.:** *Natural hybrids, smallmouth bass x spotted bass.* Abstr. Fish. Res. Reports Mo. Dept. of Cons. Div. of Fish. 9, 37, 1970.
64. **Pruginin Y., Rothbard S., Wohlfarth G., Halevy A., Moav R., Hulata G.:** *All-male broods of Tilapia nilotica x T. Aurea hybrids.* Aquacult. 6, 11-21, 1975.
65. **Refstie T.:** *Hybrids between salmonid species. Growth rate and survival in seawater.* Aquacult., 33, 281-285, 1983.
66. **Refstie T., Gjedrem T.:** *Hybrids between Salmonidae species. Hatchability and growth rate in the freshwater period.* Aquacult. 6, 333-342, 1975.
67. **Scheerer P.D., Thorgaard G.H.:** *Increased Survival in Salmonid Hybrids by Induced Triploidy.* Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40, 2040-2044, 1983.
68. **Schlosser I.J., Doeringsfield M.R., Elder J.F., Arqayus L.F.:** *Niche relationships of clonal and sexual fish in a heterogeneous landscape.* Ecology, 79, 953-968, 1998.
69. **Seeb J.E., Thorgaard G.H., Tynan T.:** *Triploid hybrids between chum salmon female x chinook salmon male have early sea-water tolerance.* Aquacult. 117, 37-45, 1993.
70. **Shields W.M.:** *Philopatry, inbreeding, and the evolution of sex.* State University of New York Press, Albany, NY, p. 245, 1982.
71. **Solomon D.J., Child A.R.:** *Appearance and numerical characters of F₁ hybrids among salmonid fishes.* Bull. Freshwater Fish. Lab. Vol. 23. No. 1, 1978.
72. **Stanley J.G., Jones J.B.:** *Morphology of androgenetic and gynogenetic grass carp, Ctenopharyngodon idella (Valenciennes).* J. Fish Biol., 9, 523-528, 1976.
73. **Stebbins G.L.:** *Processes of Organic Evolution.* Inglewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall. 191 pp., 1966.
74. **Sutterlin A.M., Mac Farlane L.R., Harmon P.:** *Growth and salinity tolerance in hybrids within Salmo sp. And Salvelinus sp.* Aquacult. 12, 41-52, 1977.
75. **Suzuki R., Fukuda Y.:** *Growth and survival of F₁ hybrids among salmonid fishes.* Bull. Freshwater Fish. Res. Lab. Tokyo, 21: 69-83, 1971.
76. **Suzuki R., Fukuda Y.:** *Growth and survival of F₁ hybrids among salmonid fishes.* Bull. Freshwater Fish. Res. Lab. Tokyo, 21: 117-138, 1971.
77. **Suzuki R., Fukuda Y.:** *Appearance and numerical characters of F₁ hybrids among salmonid fishes.* Bull. Freshwater Fish. Res. Lab. Tokyo, 23: 5-32, 1973.

78. **Suzuki R., Fukuda Y.:** *Sexual maturity of F_1 hybrids among salmonid fishes.* Bull. Freshwater Fish. Res. Lab. Tokyo, 23, 57-74, 1973.
79. **Svärdson G.:** *Competition between trout and char (*Salmo trutta* and *Salmo alpinus*).* Rept. Inst. Freshwater Res. Drottningholm 29, 108-111, 1949.
80. **Templeton A.R.:** *Mechanism of speciation – a population genetic approach.* Annu. Rev. Ecol. Syst. 12: 23-48, 1981.
81. **Verspoor E.:** *Widespread hybridization between native Atlantic salmon, *Salmo salar*, and introduced brown trout, *S. trutta*, in eastern Newfoundland.* J. Fish Biol. 32, 327-334, 1988.
82. **Vuorinen J., Piironen J.:** *Electrophoretic identification of Atlantic salmon, *S. salar*, brown trout, *Salmo trutta*, and their hybrids.* Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41, 1834-1837, 1984.
83. **Wallace B.:** *Basic Population Genetics.* Columbia Univ. Press, New York, 1981.
84. **Weeb J.H., Cunningham P.D., Hay D.W., Youngson A.F.:** *The spawning behavior of spawning farmed salmon and wild salmon (*Salmo salar* L.) in a northern Scottish River.* Aquacult., 98, 97-110, 1991.
85. **Wirtz P.:** *Mother species- father species: unidirectional hybridization in animals with female choice.* Anim. Behav., 58, 1-12, 1999.
86. **Wohlfarth G.W.:** *The unexploited potential of tilapia hybrids in aquaculture.* Aquacult. Fish. Manage. 25, 781-788, 1994.
87. **Wohlfarth G.W., Hulata G., Halevy A.:** *Survival, sex ratio and growth of some tilapia species and their interspecific hybrids.* Eur. Aquacult. Soc. Spec. Publ. 11, 87-101, 1990.
88. **Wood C.C., Foote C.J.:** *Genetic Differences in the Early Development and Growth of Sympatric Sockeye Salmon and Kokanee (*Oncorhynchus nerka*), and their Hybrids.* Can. J. Fish. Aquat. Sci., 47, 2250-2260, 1990.
89. **Wu G.M.:** *Comparison on the growth of *Tilapia mossambica* x *T. nilotica* hybrid with its female parental species.* Freshwater Fisheries 2, 20-30, 1980.
90. **Young W.P., Ostberg C.O., Keim P., Thorgard G.H.:** *Genetic characterization of hybridization and introgression between anadromous rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss irideus*) and coastal cutthroat trout (*O. clarki clarki*).* Molecular Ecology, 10, 921-930, 2001.
91. **Youngson A.F., Webb J.H., Thompson C.E., Knox D.:** *Spawning for Escaped Farmed Atlantic Salmon (*Salmo salar*): Hybridization of Females with Brown Trout (*Salmo trutta*).* Can. J. Fish. Aquat. Sci., 50, 1986-1990, 1993.
92. **Zhang Q., Tiersch T.R.:** *Chromosomal inheritance patterns of intergeneric hybrids of ictalurid catfishes: odd diploid numbers with equal parental contributions.* J. Fish. Biol. 51, 1073-1084, 1997.

Hybridization of Fish – Causes and its Significance

Abstract

Hybridization is the crossing of individuals of two populations that differ in one or more of the basic hereditariness features. In the nature there are reproduction isolation mechanisms that are blocking interspecies hybridization of animals. In fish, more often than in other vertebrates, interbreeding occurs. This is due to external fertilization and the specificity of the living environment. Under breeding conditions hybridization of fish, including salmonids, is easy to implement and under natural conditions interspecific hybrids such as salmon and trout appear to be relatively rare, due to the presence of insulating mechanisms, mostly related to the separation of spawning sites.

One of the main factors causing hybridization is, as a result of anthropogenic activities, disruption of the normal water conditions causing fluctuation of water level in rivers and reduction of spawning sites. Hybridization is a process that has a significant role in the process of evolution and the creation of new species.

Hybridization is often used in biotechnology, in order to obtain specimens of advantageous, in terms of aquaculture, features. Thanks to hybridization populations are obtained with higher tolerance to cold, salinity, ammonia and better growth rates and greater resistance to disease. Note however that, given the growth of known hybrid taxa, it is essential to conduct comprehensive research on the hybridization of fish, in order to preserve and develop natural resources, and full understanding of physical and ecological changes will allow to protect better clean species. It is therefore necessary to protect natural populations against breeding individuals from experiments, which is not always realized.

To preserve the natural populations it is crucial to protect limited areas species occurrence, which is important especially when conducting restock and catches of fish. It is very important to preserve or restore the correct state of the natural environment and to consider each decision relating to implementation of new species due to exposure of wild populations to introgression.

Hybridization advantageous in terms of biotechnology is therefore a major threat to wild populations, which, through appropriate measures, should be especially protected.



Wpływ warunków pozyskania biomasy na odrastanie pędów wierzby energetycznej w czteroletnim cyklu¹

Leszek Styszko, Diana Fijałkowska, Monika Sztyma
Politechnika Koszalińska

1. Wstęp

Odnawialne źródła energii (OZE) nabierają znaczenia w bilansie energetycznym w Polsce [7]. Podstawowym źródłem energii odnawialnej w Polsce jest obecnie biomasa, a jej udział w bilansie paliwowym wynosi ponad 90%. Niewykorzystane tereny rolnicze mogą być w przyszłości wykorzystane do produkcji biomasy. Twierdzi się też, że rośliny energetyczne można uprawiać na glebie o dowolnej jakości – nawet na nieużytkach [2, 6]. Zapotrzebowanie na biomasę stałą do energetyki systemowej i ciepłej w 2020 roku wyniesie około 17,5 mln ton suchej masy [3]. Coroczne wyprodukowanie takiej ilości biomasy wymagać będzie opracowania efektywnej technologii jej pozyskiwania, z uwzględnieniem gatunków i odmian, oraz warunków uprawy i zbioru.

Celem pracy była ocena dynamiki odrastania pędów dziewięciu klonów wierzby krzewiastej (*Salix viminalis*) w czteroletnim cyklu, uprawianych w rejonie Koszalina, na glebie lekkiej, o głębokim poziomie wody gruntowej, na zróżnicowanym nawożeniu organicznym i mineralnym.

¹ Praca naukowa finansowana ze środków na naukę w latach 2008-2011 jako projekt badawczy

2. Materiał i metoda

Dziewięć klonów wierzby wysadzono w I dekadzie kwietnia 2005 roku na polu doświadczalnym Politechniki Koszalińskiej – w Kościernicy, na glebie lekkiej klas IVb – V, przy zagęszczeniu 33,2 tys. karp na hektarze. Metodykę doświadczenia polowego podano we wcześniejszych opracowaniach autorów [11, 12, 13, 14, 15]. Ważniejsze elementy tej metodyki zostaną przytoczone poniżej. W 2006 roku założono doświadczenie ściśle metodą losowanych podbloków w układzie zależnym, w trzech powtórzeniach, gdzie podblokami I rzędu były cztery kombinacje nawozowe, a II rzędu – dziewięć klonów wierzby. Poletko miało powierzchnię 34,5 m² (2,3 x 15,0 m).

W ramach kombinacji nawozowych zastosowano: obiekty bez nawożenia (a), nawożone kompostem w dawce 15 t·ha⁻¹ świeżej masy (b), nawożone kompostem jak w kombinacji „b” i nawozem Hydrofoska 16: N – 90 kg·ha⁻¹, P₂O₅ – 90 kg·ha⁻¹ i K₂O – 90 kg·ha⁻¹ (c) oraz nawożone kompostem jak w kombinacji „b” i nawozem Hydrofoska 16: N – 180 kg·ha⁻¹, P₂O₅ – 180 kg·ha⁻¹ i K₂O – 180 kg·ha⁻¹ (d). W kwietniu 2006 roku zastosowano pogłównie nawożenie kompostem oraz nawozem Hydrofoska 16. Nawozy te narzędziami ręcznymi wymieszano z glebą. W latach 2007, 2008 i 2009, przed ruszeniem vegetacji wierzby, wysiano tylko nawóz Hydrofoska 16. We wrześniu 2007 roku zamontowano 12 piezometrów do głębokości 600 cm. Pomiarzy nie wykazały występowania lustra wody gruntowej. Rok później dodatkowo zamontowano piezometr do głębokości 1000 cm. W piezometrze tym w 2009 roku wystąpiła woda na głębokości 950 cm. Oznacza to, że wzrost pędów odbywał się wyłącznie z wykorzystaniem wody opadowej.

Do badań włączono klony wierzby: 1047, 1054, 1023, 1013, 1052, 1047D, 1956, 1018 i 1033, które oznaczono umownie odpowiednio literami: A, B, C, D, E, F, H i G.

W latach 2006÷2009 roku podczas vegetacji wierzby wykonywano pomiary biometryczne na 10 roślinach obejmujące wysokości i grubość pędów oraz liczbę pędów w krzaku, w czterech terminach (31 V, 30 VI÷31 VII, 30 VIII i 10÷30 XI). Pomiary grubości pędów wykonano suwmiarką na wysokości 10 cm od ziemi.

Dla badanych cech wykonano analizy wariancji oraz oceniono strukturę procentową komponentów wariancyjnych. Istotność efektów oceniono testem F.

Dane o przebiegu pogody w okresie styczeń-grudzień, z lat 2006÷2009, zaczerpnięto z automatycznej stacji meteorologicznej IHAR w Boninie, oddalonej w linii prostej o 10 km od pola doświadczalnego w Kościernicy.

3. Wyniki i dyskusja

Wegetacja wierzby rozpoczynała się w II÷III dekadzie kwietnia. Dane o ilości opadów w latach 2006÷2009 przytoczono w tabeli 1, a w tabeli 2, podano dodatkowo informacje o warunkach hydrotermicznych w okresie wegetacji wierzby w tych latach.

Tabela 1. Opady [mm] w Boninie k. Koszalina w latach 2006÷2009 według IHAR Bonin

Table 1. Precipitation [mm] for Bonin near Koszalin in years 2006-2009 according to IHAR Bonin

Miesiące	Lata			
	2006	2007	2008	2009
Σ (I÷III)	64,0	266,2	253,2	85,0
Σ (IV÷VI)	200,9	236,2	156,6	251,8
Σ (VII÷IX)	309,8	377,6	235,0	216,8
Σ (X÷XII)	179,0	182,0	210,2	233,6
Σ (IV÷X)	549,5	654,4	459,0	608,6
Σ (I÷XII)	753,7	1062,0	855,0	787,2

Σ – sumy opadów

We wszystkich latach badań w okresie I÷XII spadło ponad 753 mm opadu, a w okresie wegetacji wierzby (IV÷X) – od 459 mm w 2008 roku do 654 mm w 2007 roku. Najwięcej opadów spadło w 2007 roku (1062 mm), który należy uznać za bardzo wilgotny (tabela 1). Rok 2008, z opadami 855 mm, należał również do dobrze uwilgotnionego, a lata 2006 i 2009, z opadami odpowiednio – 753 mm i 787 mm – jako wilgotne.

Ilości opadów w okolicach Koszalina w latach 2005÷2007 były większe niż w Wielkopolsce [9] od 63 mm w 2005 roku do 361,4 mm w 2007 roku (odpowiednio 21÷123%), a również większe niż w rejonie Bydgoszczy w latach 2005÷2006 od 316,8 mm w 2005 roku do 274,2 mm w 2006 roku (odpowiednio o 73÷57%) [1]. Mimo nierównomiernego rozkładu opadów deszczu w okresie wegetacji, warunki uprawy wierzby na Pomorzu Środkowym, według kryterium opadów (> 575 mm rocznie), w latach 2005÷2008 były korzystniejsze niż w Wielkopolsce, co potwierdza opracowanie IUNG [4].

Charakterystyka warunków hydrotermicznych wyłącznie na podstawie opadów rocznych dla uprawy wierzby jest niewystarczająca, bowiem w latach 2006÷2009 występowały też okresy skrajnie suche (tabela 2).

Tabela 2. Warunki hydrotermiczne w Boninie k. Koszalina w latach 2006÷2009 według IHAR Bonin

Table 2. Hydrothermal conditions in Bonin near Koszalin, in years 2006-2009 according to IHAR Bonin

Miesiąc	Współczynnik Sielianinowa [K] w latach			
	2006	2007	2008	2009
IV	3,04	1,31	2,96	0,35
V	1,82	1,74	0,16	2,43
VI	1,39	2,43	1,78	3,58
VII	0,32	3,86	0,99	1,82
VIII	4,40	1,35	2,52	0,85
IX	1,14	2,58	1,17	1,57
X	1,22	1,66	2,39	6,64
Σ (IV÷X)	1,85	2,28	1,61	2,29

Charakterystykę warunków hydrotermicznych w latach 2006÷2009 przedstawiono przy pomocy współczynnika Sielianinowa [8] o postaci:

$$K = P/0,1\sum t [1]$$

gdzie:

P – miesięczna suma opadów atmosferycznych w mm,

Σt – miesięczna suma temperatury powietrza >0°C.

Do interpretacji warunków hydrotermicznych przyjęto podział współczynnika K na kilka klas wartości, co pozwoliło na wyodrębnienie warunków ekstremalnie suchych oraz ekstremalnie wilgotnych.

Przyjęto następujące przedziały współczynnika K: skrajnie suchy – $K \leq 0,4$; bardzo suchy – $0,4K \leq 0,7$; suchy – $0,7K \leq 1,0$; dość suchy – $1,0K \leq 1,3$; **optymalny** – **$1,3K \leq 1,6$** ; dość wilgotny – $1,6K \leq 2,0$; wilgotny – $2,0K \leq 2,5$; bardzo wilgotny – $2,5K \leq 3,0$ i skrajnie wilgotny $K > 3,0$.

Za warunki ekstremalne przyjęto wartości K, które mieszczą się w przedziałach niższych od 0,7 (skrajnie suche i bardzo suche) oraz powyżej 2,5 (bardzo wilgotne i skrajnie wilgotne).

Z danych zmieszczonych w tabeli 2 wynika, że warunki skrajnie suche i bardzo suche wystąpiły w 2006 roku w lipcu, w 2008 roku – w maju i w 2009 roku – w kwietniu. Natomiast warunki bardzo wilgotne i skrajnie wilgotne wystąpiły w 2006 roku w kwietniu i sierpniu, w 2007 roku – w czerwcu i wrześniu, w 2008 roku – w kwietniu i sierpniu oraz w 2009 roku – w czerwcu i październiku.

W analizach wariancji dla długości, grubości i liczby pędów w krzaku wykazano istotność efektów głównych oraz większości interakcji (tabela 3). W analizach za zmienność resztową przyjęto współdziałanie najwyższego rzędu (ABCD). Na podkreślenie zasługuje dominująca zmienność lat uprawy. Czynniki te w analizie traktowano jako stałe, gdyż lata uprawy nie były tożsame z latami kalendarzowymi, ale były okresem w wieloletniej uprawie wierzby. Na tle lat uprawy małe okazało się znaczenie nawożenia ($1,1 \div 3,3\%$) i klonów wierzby ($0,6 \div 2,4\%$).

Przeciętne przyrosty długości i grubości pędów były największe w pierwszym i drugim roku uprawy, a mniejsze w dalszych latach (tabela 4). W trzecim roku uprawy (2008 rok) te przyrosty były mniejsze niż w czwartym (2009 rok). Związane to było z mniejszą liczbą opadów w okresie wegetacji w 2008 roku niż w 2009 (tabela 2). W przypadku liczby pędów w krzaku obserwowano coroczną ich redukcję przeciętnie o 2,5 sztuki. Również nawożenie kompostem oraz nawozem Hydrofoska 16 powodowały zmniejszenie liczby pędów w krzaku w stosunku do obiektów nienawożonych (tabela 4).

Tabela 3. Wpływ badanych czynników na zmienność cech w doświadczeniu polowym w latach 2006÷2009

Table 3. Influence of examined factors on the variability of characteristics in the field experiment in years 2006-2009

Komponent wariacyjny	Poziomy czynnik	Struktura procentowa komponentów wariacyjnych		
		dł. pędów	grub. pędów	liczba pędów
Rok uprawy [A]	4	71,6***	76,6***	74,8***
Terminy pomiaru [B]	4	13,8***	7,5***	1,1***
Nawożenie [C]	4	1,1***	2,4***	3,3***
Klony wierzby [D]	9	2,4***	0,6***	2,0***
Współdz. AB		5,3***	2,2***	6,7***
Współdz. AC		0,4***	0,6***	0,7***
Współdz. AD		0,5***	0,8***	3,0***
Współdz. ABC		0,3***	0,8***	0,6***
Współdz. CB		0,0	0,1	0,4***
Współdz. DB		1,2***	0,1	0,0
Współdz. DC		1,0***	1,2***	1,9***
Pozostałe współdz.		1,6	2,0	3,9
Zmienność resztowa		0,8	5,1	1,6
Suma		100,0	100,0	100,0

*Istotność przy poziomie ufności: * $\alpha=0,05$; ** $\alpha=0,01$; *** $\alpha=0,001$;*

Reakcja wierzby na nawożenie przy długości i grubości pędów była różna (tabela 4). Pędy wierzby na obiektach nawożonych kompostem były nieznacznie krótsze (o 6 cm) i cieńsze (o 0,1 mm) niż na obiektach bez tego nawożenia (obiekt kontrolny).

Na obiektach dodatkowo nawożonych nawozem Hydrofoska 16 w mniejszej dawce (obiekty „c”) pędy były dłuższe przeciętnie o 22,9 cm i grubsze o 1,3 mm, a nawożone w większej dawce (obiekty „d”) – dłuższe o 25,9 cm i grubsze o 2,4 mm niż nawożone samym kompostem (tabela 4).

Klony wierzby różniły się także produktywnością (tabela 4). Najdłuższe i najgrubsze pędy miał klon A, a najkrótsze i najcieńsze – były u klonu G.

Tabela 4. Wpływ badanych czynników na analizowane cechy
Table 4. Influence of analysed factors on analysed characteristics

Badany czynnik	Poziomy czynnika	Długość pędów, cm	Grubość pędów, mm	Liczba pędów w krzaku, sztuk
Rok uprawy [A]	I	141,6	7,9	9,3
	II	269,2	14,2	6,7
	III	312,7	16,9	4,2
	IV	378,1	24,6	3,7
	NIR _{0,05}	2,5***	0,4***	0,1***
Terminy pomiaru [B]	I	217,4	13,0	6,3
	II	267,4	15,8	6,0
	III	299,1	16,6	5,6
	IV	317,7	18,2	6,0
	NIR _{0,05}	2,5***	0,4***	0,1***
Nawożenie [C]	a	267,7	15,0	6,6
	b	261,7	14,9	6,2
	c	284,6	16,2	5,3
	d	287,6	17,5	5,8
	NIR _{0,05}	2,5***	0,4***	0,1***
Klony wierzby [D]	A	301,1	16,9	5,8
	B	280,9	16,1	5,8
	C	291,5	16,4	5,5
	D	261,3	16,2	6,8
	E	282,9	15,4	6,0
	F	282,0	16,1	6,3
	G	239,2	14,9	6,4
	H	273,5	15,9	5,7
	K	266,1	15,2	5,5
NIR _{0,05}	3,7***	0,6***	0,1***	
Średnia		275,4	15,9	6,0

Istotność przy poziomie ufności: *** $\alpha=0,001$;

Dla NIR podano wartość liczbową dla poziomu ufności $\alpha=0,05$

W analizach wykazano istotność interakcji roku uprawy z klonami i kombinacjami nawozowymi (tabela 3). W tabeli 5 zestawiono różnice w wartościach minimalnych i maksymalnych w odniesieniu do długości i grubości pędów pomiędzy kombinacjami nawozowymi dla klonów i lat uprawy. Największe różnice w długości pędów pomiędzy kombina-

cjami nawozowymi, wystąpiły u klonu F (przeciętnie 63,4 cm, z wahaniami w latach 21,9÷102,3 cm), a najmniejsze u klonu D (przeciętnie 23,5 cm, z wahaniami w latach 2,0÷55,0 cm). W stosunku do grubości pędów klony również różniły się w reakcji na nawożenie. Największe różnice w grubości pędów pomiędzy kombinacjami nawozowymi wystąpiły u klonu E (przeciętnie 4,5 mm z wahaniami w latach 1,1÷8,8 mm), a najmniejsze u klonu D (przeciętnie 1,2 mm z wahaniami w latach 0,7÷2,9 mm). Przyrosty długości pędów w okresie wegetacji były największe w 2006 roku – 185,3 cm, mniejsze – w 2007 roku – 95,4 cm, a najmniejsze – w 2008 roku – 36,3 cm. Podobnie było z przyrostami grubości pędów. W pierwszym roku uprawy osiągnęły one grubość 10,7 mm, w drugim – 3,1 mm i w trzecim – 1,7 mm.

Tabela 5. Różnice w wartościach maksymalnych i minimalnych przeciętnych dla obiektów nawozowych dla długości i grubości pędów wierzby u klonów w latach uprawy wierzby

Table 5. Differences in maximum and minimum average for fertilizer locations for the length and thickness of willow shoots in clones in years of cultivation

Klon	Różnice w długości pędów [cm] pomiędzy obiektami nawozowymi w latach uprawy					Różnice w grubości pędów [mm] pomiędzy obiektami nawozowymi w latach uprawy				
	1	2	3	4	średnia	1	2	3	4	średnia
A	22,8	24,8	56,7	27,8	33,0	1,7	2,3	6,4	4,1	3,6
B	12,0	33,7	63,1	47,1	39,0	1,4	1,5	4,9	5,5	3,3
C	24,2	33,3	60,6	61,2	44,8	1,2	1,8	3,6	10,7	4,3
D	2,0	17,2	19,8	55,0	23,5	0,7	0,7	0,7	2,9	1,2
E	23,1	17,2	74,2	52,6	41,8	1,1	2,2	5,8	8,8	4,5
F	21,9	40,2	102,3	89,0	63,4	1,6	2,1	6,7	6,4	4,2
G	13,3	7,7	62,4	47,0	32,6	1,0	0,6	4,4	4,1	2,5
H	23,8	50,7	97,0	40,2	52,9	1,6	2,4	6,0	3,9	3,5
K	27,7	46,5	51,8	84,3	52,6	0,9	2,1	3,8	3,4	2,6
NIR	15,0***				7,5***	2,5***				1,2***

Istotność przy poziomie ufności *** $\alpha=0,001$;

Dla NIR podano wartość liczbową dla poziomu ufności $\alpha=0,05$

Reakcja klonów wierzby, wyrażona w przyroście długości i grubości pędów na nawożenie w latach była zróżnicowana (tabela 5). Brak istotnej reakcji w długości pędów w pierwszym roku uprawy wykazano u trzech klonów (B, D i G), a w drugim – u jednego (G). W trzecim i czwartym roku uprawy u wszystkich klonów wystąpiła istotna reakcja na zróżnicowane nawożenie, chociaż nie identyczna. Przy grubości pędów w pierwszych dwóch latach różnica pomiędzy obiektami nawozowymi u wszystkich klonów była nieistotna. W trzecim roku uprawy brak istotności tej cechy wykazano tylko u jednego klonu (D). Natomiast w czwartym roku uprawy u wszystkich klonów zaobserwowano duże zróżnicowanie grubości pędów pomiędzy obiektami nawozowymi.

Analizy powyższe dostarczają danych wskazujących na zróżnicowaną reakcję klonów wierzby na nawożenie organiczne i mineralne. Pod względem różnic w długości pędów pomiędzy obiektami z nawożeniem klony podzielono na 6 grup według wrastającej reakcji: 1 – klon D; 2 – klony G i A; 3 – klony A i B; 4 – klony B, E i C; 5 – klony K i H i 6 – klon F. Pośrednią grupą jest trzecia, która zawiera klony zaliczone jednocześnie do grupy drugiej lub czwartej.

Pod względem różnic w grubości pędów, pomiędzy obiektami z nawożeniem, klony podzielono na 4 grupy według wrastającej reakcji: 1 – klon D; 2 – klony G i K; 3 – klony B, H i A oraz 4 – klony F, C i E. Pośrednią grupą jest trzecia, która zawiera klony zaliczone jednocześnie do grupy drugiej i czwartej.

Wyniki uzyskane z uprawą 34 klonów wierzby w Mochelku k. Bydgoszczy w latach 2004÷2006 wskazują na dużą zmienność w rodzaju *Salix* [1]. Przeciętna wysokość pędów wierzby w doświadczeniu własnym z czterech terminów pomiarów w pierwszej reprodukcji wyniosła 142 cm, z wahaniami 108÷176 cm, w drugiej – 269 cm, z wahaniami 233÷305 cm, w trzeciej – 313 cm, z wahaniami 245÷376 cm, a w czwartej – 378 cm, z wahaniami 312÷429 cm. Przeciętna grubość pędów wierzby w doświadczeniu własnym z czterech terminów pomiarów w pierwszej reprodukcji wyniosła 7,9 mm, z wahaniami 6,8÷10,1 mm, w drugiej – 14,2 mm, z wahaniami 11,9÷16,2 mm, w trzeciej 16,9 mm, z wahaniami 12,4÷21,9 mm, a po czwartej – 24,6 mm, z wahaniami 19,9÷31,6 mm.

Wyniki te są zadowalające, w porównaniu do danych z literatury [1, 10], chociaż uzyskane na glebie lekkiej (klasa IVb÷V), o bardzo głę-

bokim poziomie wody gruntowej (950 cm). W rejonie Pomorza Środkowego opady są intensywniejsze i obfitsze niż w Wielkopolsce i na Kujawach. Przy uprawie wierzby energetycznej duże znaczenie ma poziom wód gruntowych [5]. Największe przyrosty wierzby energetycznej rejestruje się przy średnim poziomie wód gruntowych ok. 150÷160 cm, a najmniej korzystny okazuje się już nieco niższy poziom – ok. 200 cm.

W badaniach własnych wykazano różną reakcję klonów na nawożenie organiczne i mineralne. Spośród dziewięciu klonów wyróżniały się dwa krańcowo różniące się reakcją (klon D reagował najmniej, klon F – najsilniej), a reszta klonów reagowała umiarkowanie. Reakcja klonów była też różna w latach uprawy. W pierwszych dwóch latach była to reakcja mało zauważalna, a najsilniejsza – w czwartym roku.

Ostateczną klasyfikację klonów pod względem wymagań nawozowych uzyska się dopiero po ocenie plonu suchej masy, bowiem nie wszystkie klony po zbiorze, po drugiej vegetacji, zawierały tę sama jej ilość [14].

4. Wnioski

1. W rejonie Koszalina w okresie vegetacji wierzby (kwiecień–październik) w latach 2006÷2009 roku spadło 459÷654 mm opadów, przy rocznych ich ilościach 753÷1062 mm.
2. W warunkach względnie dobrego zaopatrzenia wierzby w wodę opadową (opad roczny >750 mm i okresu IV÷X – >450 mm), przy głębokim poziomie wód gruntowych, pozwoliło na uzyskanie zadowalającej długości i grubości pędów w kolejnych latach uprawy odpowiednio: I – 141 cm; II – 269 cm, III – 313 cm i IV – 378 cm oraz I – 8 mm, II – 14 mm, III – 17 mm i IV – 24 mm.
3. Wyodrębniono grupy klonów wierzby pod względem reakcji na nawożenie biorąc pod uwagę ich roczne przyrosty długości i grubości pędów. Małą reakcją na nawożenie wykazał klon D, a dużą – klon F.

Literatura

1. **Błaszak S., Harasimowicz-Hermann G.:** *Wzrost i pokrój klonów wierzby (Salix) przy jednorocznym i dwuletnim cyklu gromadzenia biomasy.* *Fragmenta Agnomicum* 25, 2 (98), 5-18, 2008.
2. **Faber A.:** *Potencjał uprawy roślin energetycznych w Polsce.* *Wiś Jutra*, 7(84), 21-22, 2005.

3. **Grzybek A.:** *Prognoza wykorzystania odnawialnych źródeł energii w sektorze rolnym na tle przemian.* [W:] *Rozwój energii odnawialnej na Pomorzu Zachodnim.* Praca zbior. pod red. Piotra Lewandowskiego i Władysława Nowaka. Koszalin, 8-9 grudnia 2004, 211-218, 2004.
4. **Jadczyzyn J.:** *Lokalizacja przestrzenna plantacji.* W:] Ciechanowicz W., Szczukowski S. (red), *Paliwa i energia XXI wieku.* WSiLiZ, Oficyna Wydawnicza WIT, Warszawa, 218-230, 2006.
5. **Juliszewski T., Kwaśniewski D., Baran D.:** *Wpływ wybranych czynników na przyrosty wierzby energetycznej.* *Inżynieria Rolnicza* 12, 225-232, 2006.
6. **Kotowski W.:** *Możliwości i granice.* *Agroenergetyka* nr 2(24), 10-12, 2008.
7. **Lewandowski W. M.:** *Proekologiczne odnawialne źródła energii.* Wyd. czwarte uaktualnione. Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa: 432s, 2007.
8. **Molga M.** *Meteorologia rolnicza.* PWRiL Warszawa, 1986.
9. **Przybyła Cz., Kozaczyk P., Sielska I., Bykowski J., Mrozik K.:** *Zmiany uwilgotnienia gleb polderu Nielegowo w okresach wegetacyjnych lat 2005 do 2007,* *Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej,* Koszalin, w druku, 2009.
10. **Stolarski M., Szczukowski S., Tworkowski J.:** *Produktywność klonów wierzby krzewiastej uprawianych na gruntach ornych w zależności od częstotliwości zbioru i gęstości sadzenia.* *Fragm. Agronom.* 2: 39-51, 2002.
11. **Styszko L., Kustra W.:** *Obserwacje rozwojowe wierzby genotypów wierzby krzewiastej w okolicach Koszalina.* *Koszalińskie Studia i Materiały* Nr 9, Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Koszalińskiej, Koszalin, 73-80, 2006.
12. **Styszko L., Fijałkowska D., Sztyma M.:** *Obserwacje rozwojowe klonów wierzby krzewiastej w 2006 roku w okolicach Koszalina.* *Politechnika Koszalińska. Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej* nr 23, 819-825, 2007.
13. **Styszko L., Fijałkowska D., Sztyma M.:** *Obserwacje rozwoju wierzby energetycznej w 2007 roku.* *Rocznik Ochrona Środowiska* Tom.10. Koszalin 2008: 425-432.
14. **Styszko L., Fijałkowska D., Sztyma M.:** *Plonowanie klonów wierzby krzewiastej (*Salix spp.*) w zróżnicowanych warunkach uprawy na terenach odłogowanych na Pomorzu Środkowym.* Warszawa, PAN KPZK, *Biul. Z.* 239, 172-180, 2008.
15. **Styszko L., Fijałkowska D., Sztyma M.:** *Wpływ nawożenia na przyrosty pędów klonów wierzby krzewiastej w 2008 roku w okolicach Koszalina.* *Rocznik Ochrona Środowiska* Tom.11. Cz.1: 221-229, 2009.

Influence of Biomass Obtainment Conditions on Regrowth of Energetic Willow Shoots during a Four-year Cycle

Abstract

Nine clones of willow were planted in the first decade of April 2005 in the experimental field of Koszalin University of Technology – in Kościernica, on light soil of classes IVb-V, at a density of 33.2 thousand of seedlings per hectare.

In 2006 strict experiment was established using method randomized sub blocks in the dependent system, with three replications, where sub blocks of I level were four combinations of fertilizers, and level II – nine willow clones. Plot area was 34.5 m² (2.3 x 15.0 m).

Following clones of willow were included in the experiment: 1047, 1054, 1023, 1013, 1052, 1047D, 1956, 1018 and 1033, which marked respectively with letters: A, B, C, D, E, F, H and G.

In the years 2006-2009 during willow vegetation biometric measurements were performed on 10 plants, including: height and thickness of stems and the number of shoots in the bush, in four terms (31 May, 30 Jun-31 Jul, 30 Aug and 10-30 Nov). Thickness of shoots measurements were performed at a height of 10 cm from the ground.

The study evaluated regrowth of bushy willow shoots in four-year cycle in nine clones cultivated on light soil with application of compost from sewage sludge and different doses of Hydrofoska 16 fertilizer. In the region of Koszalin during willow vegetation period (April-October) in the years 2006-2009, precipitation was 459-654 mm, at annual quantities of 753-1062 mm.

Under conditions of relatively good willow supply with precipitation water (annual precipitation >750 mm and in the period of April-October >450 mm), with a deep groundwater level, it was possible to obtain satisfactory length and thickness of shoots in subsequent years of cultivation, respectively: I – 141 cm, II – 269 cm, III – 313 cm and IV – 378 cm and I – 8 mm, II – 14 mm, III – 17 mm and IV – 24 mm. Willow clones were divided into groups in terms of response to fertilization, taking into account the annual increases in the length and thickness of stems. Little response to fertilization showed clone D, and large – clone F.

The final classification of the clones in terms of fertilizer requirements will be achieved only after assessing the dry mass yield, since not all clones after harvest, after second vegetation, contained the same quantity of dry mass.



Charakterystyka stanu użytkowania małego zbiornika zaporowego Nowaki na Korzkwi

Miroslaw Wiatkowski
Uniwersytet Opolski

Czesława Rosik-Dulewska
Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, Zabrze

Barbara Wiatkowska
Agencja Restrukturyzacji i Modernizacji Rolnictwa

1. Wstęp

Zmienność sezonowa i przestrzenna zasobów wodnych, zagrożenia dla działalności człowieka wynikające z cyklicznie występujących ekstremalnych zjawisk przyrodniczych, jakimi są powódzie i susze, jest przyczyną podejmowania szeregu działań dla ograniczenia negatywnych skutków tych zjawisk [19]. Dużą rolę odgrywa „mała retencja”, której podstawowymi elementami są wszelkiego typu niewielkie zbiorniki wodne [3, 4, 7÷9, 20]. Poprawiają one bilans wodny, jak i mogą poprawiać stan czystości wód powierzchniowych [6, 17]. W związku z tym, że w dorzeczu górnej i środkowej Odry, możliwości budowy dużych zbiorników retencyjnych są ograniczone ze względu na warunki lokalizacyjne i koszty, budowa małych zbiorników wydaje się uzasadniona.

Zbiorniki wodne, do których należy zbiornik Nowaki, spełniają wiele funkcji ale zawsze poprawiają bilans wodny i mogą być wykorzystywane do różnych celów. Często jednak możliwość wykorzystania re-

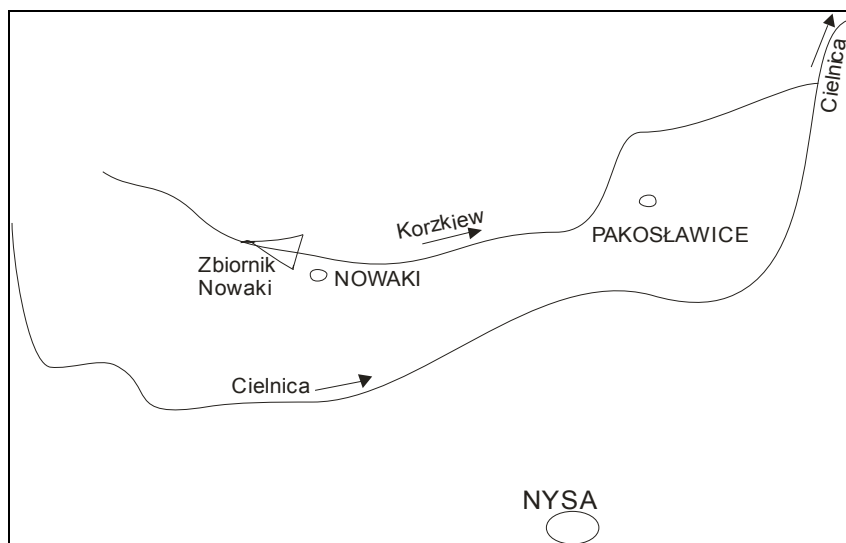
tencjonowanej w nich wody zależy od jej jakości [17]. Główną funkcją zbiornika Nowaki jest gromadzenie wody do celów rolniczych (nawodnienia w dolinie rzeki Korzkwi). Ponadto obiekt przeznaczony jest do celów rybackich i rekreacji [10, 19]. Zbiornik Nowaki ze względu na swoje położenie na Przedgórzu Sudeckim, niedaleko od miasta Nysa, jest miejscem atrakcyjnym turystycznie. W związku z tym należy badać stan czystości wody cieku zasilającego zbiornik i wody retencjonowanej w zbiorniku. Zła jakość wody dopływającej do zbiornika może spowodować eutrofizację wody zbiornika i tym samym zmniejszyć walory turystyczne i gospodarcze tego akwenu [21].

W pracy przedstawiono charakterystykę zbiornika zaporowego małej retencji Nowaki na potoku Korzkiew zlokalizowanego w województwie opolskim. Podano i omówiono funkcje zbiornika i spostrzeżenia dotyczące problemów eksploatacyjnych zbiornika. Ponadto przedstawiono wstępne wyniki badań jakości wody dopływającej do zbiornika i z niego odpływającej oraz wody retencjonowanej w zbiorniku. Badania przeprowadzono w 2008 roku. Pracę zakończono wnioskami o potrzebie kontynuowania badań jakości wody i hydrologicznych na terenie zlewni i zbiornika Nowaki.

2. Charakterystyka zbiornika Nowaki i jego zlewni

Główną funkcją wybudowanego w 1975 roku zbiornika wodnego Nowaki jest wykorzystanie rolnicze (nawodnienia w dolinie rzeki Korzkwi). Zbiornik Nowaki oprócz funkcji rolniczej pełni następujące cele: wykorzystanie retencjonowanej wody do celów rybackich, rekreacji i ochrony przed powodzią [10, 19]. Do 1991 roku prowadzono na zbiorniku intensywną gospodarkę rybną, połączoną z odłowem ryb przy całkowitym lub częściowym opróżnianiu zbiornika. Obecnie prowadzona jest hodowla ryb w celach wędkarskich, bez opróżniania zbiornika [2, 10].

Zbiornik Nowaki zlokalizowany jest na potoku Korzkiew (lewostronnym dopływie Cielnicy, która uchodzi do rzeki Nysy Kłodzkiej), w km 12,500, na terenie wsi Nowaki w gminie Pakosławice, w województwie opolskim (rys. 1).



Rys. 1. Lokalizacja zbiornika Nowaki na potoku Korkziew

Fig. 1. Localization of the Nowaki reservoir on the Korkziew brook

Parametry zbiornika Nowaki wynoszą [2]:

- powierzchnia zbiornika przy normalnym poziomie piętrzenia
 $F = 19,7 \text{ ha}$,
- pojemność zbiornika przy rzędnej normalnego piętrzenia
 $V = 631150 \text{ m}^3$,
- powierzchnia zbiornika przy maksymalnym poziomie piętrzenia
 $F = 29,5 \text{ ha}$,
- powierzchnia zbiornika przy minimalnym poziomie piętrzenia
 $F = 5,6 \text{ ha}$,
- pojemność zbiornika przy rzędnej minimalnego piętrzenia
 $V = 74000 \text{ m}^3$,
- głębokość zbiornika w granicach rzędnych $224,75 \div 230,00 \text{ m n.p.m}$ –
 $h = 5,25 \text{ m}$,
- zaporę czołową zbiornika o długości 198 m należy do III klasy ważności budowli piętrzących,
- średni przepływ roczny $Q = 0,075 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$,
- minimalny odpływ wody ze zbiornika, tzw. biologiczny
 $Q = 0,011 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Zapora zbiornika wyposażona jest w upust wieżowy i przelew powodziowy stokowy na lewym przyczółku (rys. 2). Zrzut wody odbywa się upustem wieżowym, który składa się z wieży ze spustem dennym i przelewem oraz dwóch rurociągów odprowadzających, każdy o średnicy 600 mm. Przelew stokowy wykonany jest w postaci bystrza o zwiększonej szorstkości. Należy zwrócić uwagę na to, że Bystrze nie ma niecki do rozpraszania energii. Energia jest rozpraszana szykanami (zęby Rehbocka) [10], rys. 2.



Rys. 2. Zbiornik Nowaki – zapora zbiornika i upust wieżowy (po lewej) i przelew powodziowy stokowy z bystrzem (po prawej)

Fig. 2. Nowaki reservoir – reservoir dam and tower spillway (on the left), sloping floodgate with swift current (on the right)

Odpływ ze zbiornika odbywa się kinetą betonową. Na odpływie zlokalizowany jest także most gospodarczy żelbetowy (rys. 3). Zapora zbiornika jest wyposażona w piezometry. Ponadto w zbiorniku, na ścianie wieży upustowej, umieszczona jest łąta wodowskazowa (rys. 2). Poniżej zbiornika łąta jest zniszczona [10].

Zlewnia ciek Korkwi do przekroju zbiornika Nowaki wynosi 12,34 km² i leży w południowo-wschodniej części Przedgórze Sudeckiego. Zlewnia przedstawia rynnę o przebiegu prawie równoleżnikowym o nachyleniu z zachodu na wschód, nadając tym samym kierunek biegu potokowi Korkwi. Koryto Korkwi biegnie w pobliżu południowej granicy zlewni w bliskim sąsiedztwie rzeki Cielnicy (rys. 1). Zlewnia Korkwi do zbiornika Nowaki posiada stosunkowo symetryczny kształt. Jej długość wynosi ok. 6 km, natomiast największa szerokość 2,5 km.

Korzkiew wypływa na wysokości ok. 275 m n.p.m., w okolicy miejscowości Kłodobok i płynie z zachodu na wschód. Od źródeł do zbiornika Nowaki potok Korzkiew jest uregulowany (rys. 4). Płyne przez grunty orne (rys. 4) a także przez wąski pas łąk. Spadek ciek w dolnej części zlewni wynosi ok. 13‰ [2, 10, 19].



Rys. 3. Koryto odpływowe potoku Korzkiew ze zbiornika Nowaki (po lewej) i czasza zbiornika Nowaki (po prawej)

Fig. 3. Outflowing bed of Korzkiew brook at the Nowaki reservoir (on the left) and reservoir bowl (on the right)



Rys. 4. Potok Korzkiew w dolnej części zlewni (po lewej) i grunty orne w zlewni bezpośredniej zbiornika Nowaki (po prawej)

Fig. 4. Korzkiew in the bottom part of the catchment (on the left) and arable land in direct catchment of the Nowaki reservoir (on the right)

Jak podają Kotusz i inni [5] w opracowaniu, którego celem była charakterystyka ichtiofauny systemu rzecznej Nysy Kłodzkiej, jedynym gatunkiem w Korzkwi przez nich stwierdzonym jest ciernik (*Gasterosteus aculeatus*) [5].

Podział Polski na regiony klimatyczne według Romera klasyfikuje obszar projektowanego zbiornika Nowaki do regionu klimatycznego „Klimat górski i podgórski”. Tę część wyróżniają duże kontrasty w obrębie klimatu lokalnego, klimat dość chłodny o znacznej ilości opadów [12]. Podstawowe dane charakteryzujące klimat terenu badań: średnia temperatura roczna kształtuje się w granicach ok. 8°C, natomiast roczna suma opadów wynosi ok. 650 mm [1, 10].

3. Metodyka pracy

Badania jakości wody na terenie zbiornika Nowaki oraz ocenę stanu użytkowania zlewni i zbiornika przeprowadzono trzykrotnie: w styczniu, marcu i listopadzie 2008 roku. Badania jakości wody obejmowały analizy fizyczne i chemiczne wód pobranych na 3 stanowiskach:

- Stanowisko 1 – potok Korzkiew na dopływie do zbiornika, (rys. 4),
- Stanowisko 2 – zbiornik Nowaki przy zaporze, (rys. 2),
- Stanowisko 3 – odpływ ze zbiornika Nowaki (rys. 3).

Wykonane oznaczenia dotyczyły następujących wskaźników fizyczno-chemicznych: azotany, azotyny, amoniak, fosforany, odczyn, przewodność elektrolityczna, temperatura wody i zawiesina ogólna. Pomiary jakości wody były wykonywane w oparciu o Polskie Normy. W czasie poboru próbek wody wykonano pomiary natężenia przepływu wody w Korzkwi metodą pośrednią, opartą na pomiarze przekroju koryta i prędkości przepływu wody.

Jakość wody potoku Korzkiew i zbiornika Nowaki oceniono zgodnie z obowiązującym Rozporządzeniem w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych [16] oraz przedstawiono ocenę eutrofizacji wód na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska [15]. Walory użytkowe wody z terenu zbiornika określono porównując badane wskaźniki z wartościami granicznymi jakim powinna odpowiadać woda do bytowania ryb [13] i do kąpielii [14].

4. Wyniki badań

Na obszarze zlewni Potoku Korzkiew nie były i nie są prowadzone bezpośrednie pomiary i obserwacje meteorologiczne, jak i hydrologiczne. Brak stacji opadowych oraz wodowskazowych uniemożliwia opracowanie hydrologii zlewni w oparciu o pomiary bezpośrednie. W tabeli 1 przedstawiono wartości przepływów charakterystycznych o zadanym prawdopodobieństwie wystąpienia w przekroju zbiornika Nowaki opracowane na podstawie wzorów empirycznych zaczerpnięte z pracy [2] i pomiarów własnych natężenia przepływów w przekroju zbiornika Nowaki w 2008 roku.

Tabela. 1. Zestawienie przepływów charakterystycznych o zadanym prawdopodobieństwie wystąpienia w przekroju zbiornika Nowaki [2] i pomiarów własnych przepływów w przekroju zbiornika Nowaki w 2008 r.

Table 1. Characteristic of water flows at the assumed probability of occurrence in the Nowaki reservoir section [2] and own flow measurements in the Nowaki reservoir section in 2008

Przepływ maksymalny o zadanym prawdopodobieństwie $Q_{max,p}\%$ [$m^3 \cdot s^{-1}$] Maximum flow of a given flood probability $Q_{max,p}\%$ [$m^3 \cdot s^{-1}$]							Rok 2008 Year 2008		
100%	50%	10%	5%	2%	1%	0,2%			
1,14	4,28	6,89	7,75	9,00	9,84	11,74	0,065	0,080	0,055

W tabeli 2 przedstawiono wyniki badań fizyczno-chemicznych wykonanych w 2008 roku na terenie zbiornika Nowaki i potoku Korzkiew.

Z prezentowanych danych wynika, że po przejściu dopływającej wody przez zbiornik Nowaki, jakość wody ulega poprawie, zwłaszcza dotyczy to zawartości form azotu i fosforu. Zauważa się również spadek wartości odczynu (styczeń), przewodności elektrolitycznej, temperatury wody (styczeń i marzec) i zawiesiny ogólnej (marzec), tab. 2.

W miesiącu styczniu zawartość PO_4^{3-} w wodzie dopływającej do zbiornika wyniosła $0,38 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ i $0,28 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ na odpływie ze zbiornika, natomiast w marcu – $0,53 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ na wlocie i $0,32 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ na wlocie ze zbiornika (tab. 2).

Tabela 2. Wskaźniki jakości wody zbiornika Nowaki i ciekłu Korzkiew
Table 2. Water quality indicators in Nowaki reservoir and Korzkiew river

Data Date	Wskaźnik Jednostka Index							Zawiesina ogólna Total Su- spension mg·dm ⁻³
	NO ₃ ⁻ mg·dm ⁻³	NO ₂ ⁻ mg·dm ⁻³	NH ₄ ⁺ mg·dm ⁻³	PO ₄ ³⁻ mg·dm ⁻³	Odczyn Reaction pH	Przewod. elektrolit. Electrolytic conductivity µS/cm	Temperatura wody Temperature °C	
<i>DOPLYW DO ZBIORNIKA (Korzkiew) INFLOW TO RESERVOIR (Korzkiew)</i>								
30.01.2008	6,1	0,03	0,1	0,38	8,5	544	3,0	20
17.03.2008	4,4	0,033	0,33	0,53	7,9	564	6,8	80
14.11.2008	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>ZBIORNIK RESERVOIR</i>								
30.01.2008	2,2	0,02	0,08	0,27	7,7	463	2,5	40
17.03.2008	0,88	0,01	0,1	0,33	8,6	488	5,6	60
14.11.2008	1,6	0,1	0,8	0,4	7,0	376	10,0	10
<i>ODPLYW ZE ZBIORNIKA OUTFLOW FROM RESERVOIR</i>								
30.01.2008	2,6	0,016	0,08	0,28	8,0	465	2,5	40
17.03.2008	0,88	0,01	0,1	0,32	8,5	478	5,2	40
14.11.2008	1,6	0,09	0,7	0,4	7,4	355	9,8	10

W celu uzyskania dokładnych informacji na temat stanu czystości wód zbiornika, jak i jego dopływu i odpływu, należy prowadzić monitoring hydrologiczny i jakości wód. Monitoring taki będzie także pomocny do prowadzenia właściwej gospodarki wodnej na tym obiekcie.

Spośród 8 badanych wskaźników jakości wody z terenu zbiornika Nowaki, 6 jest uwzględnianych przy klasyfikacji stanu jakości wody [16]. Analiza wyników jakości wody dopływającej i odpływającej ze zbiornika wykazała, że wartości $N-NO_3^-$, $N-NH_4^+$, odczynu wody, przewodności elektrolitycznej i temperatury wody nie przekroczyły wartości granicznych właściwych dla klasy I. Natomiast zawartości zawiesiny ogólnej przekroczyły wartości graniczne wskaźników jakości wód odnoszące się do jednolitych części wód powierzchniowych w ciekach naturalnych takich jak rzeka właściwe dla klasy II [16].

Wody z terenu zbiornika Nowaki nie są eutroficzne. Średnia wartość stężenia azotanów nie przekroczyła wartości granicznej ($10 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{dm}^{-3}$) podanej w Rozporządzeniu [15]. Stwierdzono także, że badane wody nie są wrażliwe na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych, gdyż średnie stężenie azotanów jest mniejsze od zalecanego ($50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{dm}^{-3}$) w Rozporządzeniu [15].

Badania wody z terenu zbiornika Nowaki wykazały, że wskaźniki takie jak: azot amonowy, temperatura wody i odczyn wody spełniają wymagania dla wód śródlądowych będących środowiskiem bytowania ryb łososiowatych i karpowatych w warunkach naturalnych [13]. Najniekorzystniejsze warunki do bytowania ryb powodują azotyny, które przekraczają wymaganą wartość $0,01 \text{ mg NO}_2^- \cdot \text{dm}^{-3}$ dla ryb łososiowatych i $0,03 \text{ mg NO}_2^- \cdot \text{dm}^{-3}$ dla karpowatych, oraz zawartość zawiesiny, która przekracza wymaganą wartość $25 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ [13].

Jakość badanej wody ze względu na zawiesinę ogólną nie odpowiada także wymaganiom stawianym wodzie używanej w kąpieliskach śródlądowych [14].

5. Użytkowanie zlewni i zbiornika

Nie bez znaczenia dla jakości wody zbiornika jest gospodarka rolna i wodno-ściekowa prowadzona w zlewni zbiornika, zwłaszcza w zlewni bezpośredniej zbiornika Nowaki. W związku z tym, że nachylenie stoków w zlewni bezpośredniej zbiornika jest duże (rys. 2, 3, 4), wraz ze spływami powierzchniowymi do wód zbiornika dostają się substancje nawozowe. Podczas inwentaryzacji zlewni zbiornika stwierdzo-

no, że w pobliżu czaszy zbiornika i koryta potoku Korzkiew prowadzona jest bardzo intensywna gospodarka rolna.

Jak podają Wiatkowski i Wiatkowska [18] w celu ochrony wód przed zanieczyszczeniami, w zlewni zbiorników, należy przestrzegać wielu zasad, m.in. na obszarach położonych w bezpośredniej bliskości wód powierzchniowych należy przestrzegać zasad stosowania nawozów; w odległości do 20 m od wód powierzchniowych nie można stosować nawozów naturalnych, a nawozy mineralne należy rozsiewać ręcznie. Pastwiska znajdujące się w bliskim sąsiedztwie wód powierzchniowych nie powinny być obciążone zbyt dużą liczbą zwierząt, a wszystkie produkowane w gospodarstwie odpady pochodzenia zwierzęcego powinny być przechowywane w specjalnych i szczelnych zbiornikach.

Wśród wielu działań na rzecz ochrony jakości zasobów wodnych zasadnicze znaczenie może mieć wykorzystanie odpowiednich pakietów programów rolnośrodowiskowych, realizowanych w ramach Planu Rozwoju Obszarów Wiejskich, szczególnie w zlewniach rzecznych [11]. Programy rolnośrodowiskowe są instrumentem finansowym, jako wynagrodzenie za podejmowane działania na rzecz ochrony środowiska i realizowane są przez Agencję Restrukturyzacji i Modernizacji Rolnictwa. Pakietem realizowanym na rzecz ochrony wód jest pakiet – ochrona gleb i wód. Ponadto należy zakładać strefy buforowe, których głównym celem jest uniknięcie skażenia wód powierzchniowych w otwartych ciekach wodnych, jak i zbiornikach wodnych. Realizacja pakietów na rzecz ochrony wód w zlewni zbiornika powinna być prowadzona zgodnie z zasadami dobrej praktyki rolniczej.

Jak wynika z pracy Wiatkowskiego [19] główne zagrożenia małych zbiorników zaporowych zlokalizowanych w województwie opolskim dotyczą głównie budowli hydrotechnicznych, głównie zapór. Ponadto dotyczą brzegów i czaszy zbiorników oraz stanu jakości wód. Na terenie województwa opolskiego tylko zbiornik Nowaki wraz ze zbiornikiem Jarnołtówek na rzece Złoty Potok znajdują się pod stałą kontrolą techniczną. Pozostałe zbiorniki objęte są przeglądami bieżącymi (dwa razy w ciągu roku) oraz okresową kontrolą (raz w ciągu roku i raz na 5 lat). Wynika to z Prawa Budowlanego. W celu zapewnienia bezpiecznej eksploatacji zbiornika należy dokonywać pomiarów i obserwacji stanu budowli, a więc betonów, skarp i ich roślinności, korony zapory oraz ewentualnych wycieków z drenaży do dolnego stanowiska. Takie kontrole są niezbędne, gdyż zagrożenia budowli wodnych stanowią duże niebezpie-

czeństwo przy eksploatacji zbiorników. Bardzo niebezpieczne dla budowli są zlodzenia. Na zbiorniku Nowaki takie zlodzenie miało miejsce zimą 2001/2001, czego wynikiem było pochylenie środkowego filara kładki prowadzącej do wieży upustu [10, 19]. Jak donoszą Szamowski i inni [10] stan techniczny budowli zbiornika Nowaki nie wykazuje oznak zagrożenia. Stan przelewu stokowego i upustu jest dobry, zaś budowli odpływowej i koryta odpływowego nie budzi zastrzeżeń. Jedynie osiadanie korony zapory, jak również stwierdzone przechylenie filara kładki na skutek zjawisk lodowych, stwarzają obawy co do stanu rurociągów odpływowych z upustu. Stwierdzenie stanu rurociągów, jak i podwodnych części zapory będzie jednak możliwe dopiero po wykonaniu ekspertyzy [10].

Jak podają Mioduszewski i Łoś [7] dużym utrudnieniem przy użytkowaniu zbiorników małej retencji jest to, że obiekty te nie mają zagwarantowanej stałej eksploatacji przez fachowe służby potrafiące właściwie operować ruchomymi urządzeniami upustowymi. Natomiast skuteczność oddziaływania małych zbiorników wodnych przy automatycznej metodzie gospodarowania rezerwą przeciwpowodziową potwierdzona jest w wielu opracowaniach. Mała retencja wodna może ograniczyć zagrożenia powodziowe w dolinach małych rzek. Działania te powinny obejmować odpowiednie zagospodarowanie i użytkowanie terenu zlewni oraz zbiornika. Zwiększają one zdolność retencyjną zlewni rzecznych, która w wielu przypadkach została przekształcona i ograniczona przez człowieka.

6. Wnioski

Zbiorniki retencyjne spełniają wiele pożytecznych funkcji. Jedną z nich jest funkcja rolnicza. Jednak bardzo ważnym problemem jest właściwe użytkowanie zbiornika, jego zlewni, gospodarowanie wodą w zbiorniku oraz jej ochrona przed zanieczyszczeniem. Z badań przeprowadzonych na zbiorniku Nowaki wynikają następujące wnioski:

- Badania jakości wody dopływającej i odpływającej ze zbiornika Nowaki wykazały, że wody te ze względu na zawartości N-NO_3^- , N-NH_4^+ , odczynu wody, przewodności elektrolitycznej i temperatury wody nie przekroczyły wartości granicznych właściwych dla klasy I, natomiast ze względu na zawartość zawiesiny ogólnej przekroczyły wartości graniczne dla klasy II. Stwierdzono także, że wody zbiornika Nowaki nie są eutroficzne i nie są wrażliwe na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych.

- Badania jakości wody ze zbiornika Nowaki wykazały, że wśród badanych wskaźników jakości wody najniekorzystniejsze warunki do bytowania ryb stwarzają azotyny i zawiesina, które przekraczają wymagane wartości. Jakość badanej wody ze względu na zawiesinę ogólną nie odpowiada także wymaganiom stawianym wodzie używanej w kąpieliskach wód śródlądowych.
- Stan techniczny zbiornika nie budzi zastrzeżeń. Należy w dalszym ciągu obserwować stan budowli, kontrolować poziomy wód w piezometrach i przeprowadzać kontrolę ich sprawności.
- Należy rozpocząć monitoring hydrologiczny (zainstalować łaty wodowskazowe na dopływie i odpływie ze zbiornika), monitoring meteorologiczny (opady atmosferyczne, temperatura powietrza) i prowadzić monitoring stanu zlodzenia zbiornika.
- Według autorów badania jakości wody na terenie zbiornika i w jego zlewni należy kontynuować, bowiem w przyszłości przyczynią się one do dokładnej oceny jakości wody w zbiorniku i prowadzenia właściwej gospodarki wodnej.

Literatura

1. Atlas klimatu Polski, Lorenc H. (red.), Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa 2005.
2. Dane Wojewódzkiego Zarządu Melioracji i Urządzeń Wodnych w Opolu, Opole.
3. **Czamara W., Czamara A., Wiatkowski M.:** The Use of Pre-dams with Plant Filters to Improve Water Quality in Storage Reservoirs. Archives of Environmental Protection, vol. 34, SI, 79-89, 2008.
4. **Koc J., Skwierawski A.:** Uwarunkowania jakości wody małych zbiorników na obszarach wiejskich. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, z. 499, PAN, 121-128, 2004.
5. **Kotusz J., Kuszniarz J., Popiołek M., Witkowski A.:** Ichtiofauna systemu rzecznoego Nysy Kłodzkiej. Roczniki Naukowe PZW (Rocz. Nauk. PZW), Scientific Annual of the Polish Angling Association, t. 22, 5-58, 2009.
6. **Kowalewski Z.:** Jakość wód powierzchniowych na kaskadzie zbiorników rzeki Dajny. Zeszyty Naukowe AR w Krakowie, Inżynieria Środowiska, Nr 393, 149-158, 2002.
7. **Mioduszewski W., Łoś M.J.:** Mała retencja w systemie ochrony przeciwpowodziowej kraju. Gosp. Wodna 2, 68-73, 2002.

8. **Mioduszeński W.:** Rola małej retencji w kształtowaniu i ochronie zasobów wodnych. Zesz. Nauk. AR we Wrocław. Inżynieria Środowiska XIII, 293-305, 2004.
9. **Mioduszeński W.:** Influence of small water reservoirs on groundwater level. Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przynr. 3, 136-140, 2006.
10. Opracowanie „Doroczna analiza i interpretacja obserwacji i pomiarów kontrolnych zapory zbiornika Nowaki na Korzkwi za okres X.2004-IX.2005, Oprac. Szamowski A., Fiedler K., Pietrzykowska-Fiedler H. Politechnika Warszawska, Warszawa listopad 2005.
11. Program Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2007-2013 (PROW 2007-2013). Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Warszawa lipiec 2007.
12. **Radomski Cz.:** Agrometeorologia. PWN, Warszawa 1987.
13. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 4 października 2002 roku w sprawie wymagań, jakim powinny odpowiadać wody śródlądowe będące środowiskiem życia ryb w warunkach naturalnych. Dz. U. Nr 176, poz. 1455, 2002a.
14. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 16 października 2002 roku w sprawie wymagań, jakim powinna odpowiadać woda w kąpieliskach. Dz. U. Nr 183, poz. 1530, 2002b.
15. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 23 grudnia 2002 roku w sprawie kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych. Dz. U. Nr 241, poz. 2093, 2002c.
16. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 roku w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych. Dz. U. Nr 162, poz. 1008, 2008.
17. **Wiatkowski M., Czamara W., Kuczewski K.:** Wpływ zbiorników wstępnych na zmiany jakości wód retencjonowanych w zbiornikach głównych. Monografia nr 67. Wyd. Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, Zabrze, ss. 122, 2006.
18. **Wiatkowski M., Wiatkowska B.:** Ochrona jakości zasobów wodnych w aspekcie programów rolno-środowiskowych. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich Infrastructure and Ecology of Rural Areas, PAN, O/Kraków, Nr 4/3, 179-188, 2006.
19. **Wiatkowski M., Głowski R., Kasperek R., Kościański S.:** Ocena sposobu użytkowania zbiorników zaporowych małej retencji na terenie województwa opolskiego. Nauka Przyroda Technologie, t.1, z.2, Melioracje i Inżynieria Środowiska, 249-257, 2007.
20. **Wiatkowski M., Kasperek R.:** Gospodarka wodna i eksploatacja małego zbiornika wodnego „Adymacz” na rzece Prószkowskiego Potoku. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, z. 528, PAN, [w]: Melioracje Wodne w Inżynierii Kształtowania Środowiska, 457-466, 2008.

21. **Wiatkowski M., Czamara W., Rosik-Dulewska Cz., Frycz K.:** Charakterystyka jakości wody cieków zasilających projektowany zbiornik Racibórz. Rocznik Ochrona Środowiska, Tom 10, Koszalin, 519-531, 2008.

Characteristics of the Operational Stage of a Small Dam Reservoir Nowaki on the Korzkiew Brook

Abstract

The paper presents characteristics of a small retention dam reservoir Nowaki on the Korzkiew River, in Opolskie Voivodeship. The Nowaki reservoir is one of 9 small retention dam reservoirs operating in the Opolskie Voivodeship. The reservoir functions were described and some remarks concerning operational problems were presented. Particular attention was paid to the quality of water in the reservoir. Preliminary results of the analyses of the quality of water flowing into the reservoir, outflowing and water stored in the reservoir were discussed. The measurements were carried out in 2008. The performed water quality analyses showed that due to N-NO_3^- , N-NH_4^+ , water temperature, pH, electrolytic conductivity the waters did not exceed the limit values defined for class I. As far as total suspended solids are concerned the exceedence of limit values defined for class II was recorded. It was also observed that the water from the Nowaki reservoir was not eutrophic and sensitive to such pollutants as nitrogen compounds from agricultural sources. The analyses of water from the reservoir showed that among the investigated water quality indicators the most unfavorable conditions for the existence of fish were caused by nitrites and total suspended solids, the values of which exceeded the values defined for fish. Due to the values of total suspended solids the quality of the analyzed water does not meet the requirements defined for water used in inland water basins, either. It was concluded that for the efficient use of the Nowaki reservoir proper agricultural and water-sewage management in the reservoir catchment should be ensured.

The paper shows that the present technical state of the reservoir is faultless. The final conclusion is that water quality analyses and hydrological and meteorological measurements in the Korzkiew catchment and the Nowaki reservoir should be continued. This could contribute to the improvement of water management and reduction of unfavorable effects of hydro-meteorological phenomena and potential water pollution.



Neutralizacja nieprzyjemnych zapachów powstających podczas odwadniania komunalnych osadów ściekowych w procesie sedymentacji odśrodkowej

*Anna Kowalczyk, Justyna Kutryn, Tadeusz Piecuch
Politechnika Koszalińska*

1. Wstęp – cel badań

Z chwilą wejścia Polski do Unii Europejskiej w maju 2004 r. w naszym kraju zaczęły obowiązywać standardy i normy europejskie m.in. w zakresie ochrony środowiska. Jednym z elementów wymagających jeszcze uregulowania, jest emisja do środowiska nieprzyjemnych zapachów w wyniku funkcjonowania takich obiektów jak: składowiska odpadów, zakłady ich utylizacji, oczyszczalnie ścieków, fermy hodowlane czy zakłady przemysłowe. Emisja tych nieprzyjemnych zapachów stanowi dużą uciążliwość zarówno dla pracowników zakładów jak i mieszkańców okolic. Bliska konieczność opracowania polskich norm w zakresie metod oceny intensywności odorów, a także przepisów określających ich oddziaływanie na środowisko, przyczynia się do podejmowania badań nad odorami w zespołach badawczych różnych instytucji (zespoły badawcze m.in. [1, 3÷6, 9÷18]). W wypadku niewielkich emisji, gdy stężenia odorantów są małe, a mimo niskich progów wyczuwalności zapachowej powodują istotną uciążliwość, możliwe jest stosowanie środków maskujących [1, 9÷18].

Zagadnieniem tym zajmuje się m.in. Katedra Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji Odpadów Politechniki Koszalińskiej, w której od kilku lat trwają prace nad wyprodukowaniem skutecznego i taniego środka zmniejszającego uciążliwość zapachów. Jako środki maskujące wykorzystywane są naturalne olejki eteryczne, pozyskiwane ze świeżych surowców roślinnych w procesie destylacji parą wodną [1, 10÷13, 18].

Celem niniejszej pracy jest przedstawienie sposobu zmniejszenia uciążliwości zapachowej podczas odwadniania komunalnych osadów ściekowych.

2. Badania własne

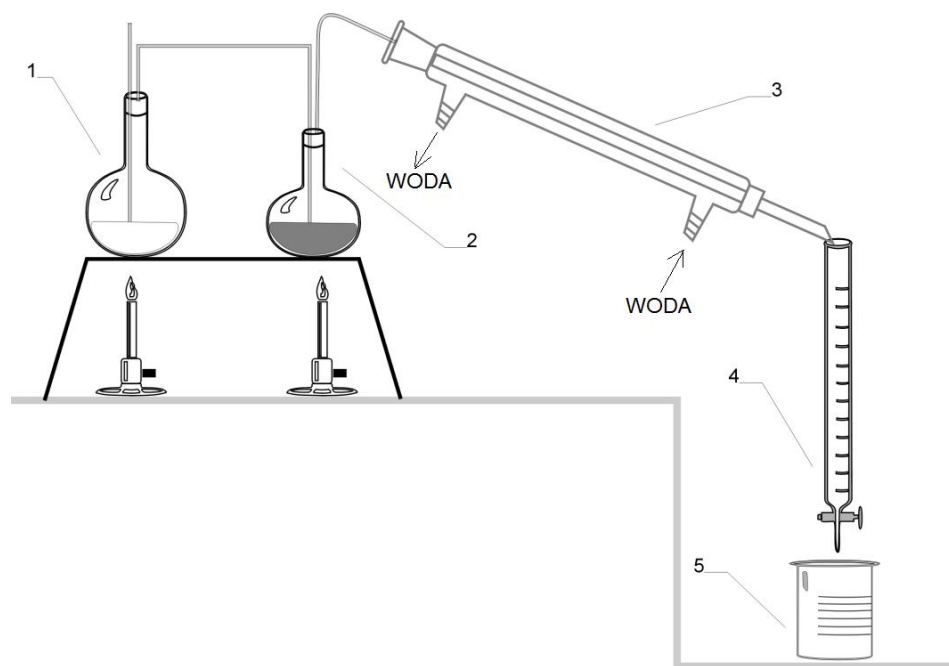
Badania wykonano na laboratoryjnej wirówce sedymentacyjnej typu **MPW 350**. Jako nadawę do procesu odwadniania zastosowano rzeczywisty ustabilizowany w wyniku fermentacji metanowej osad czynny, pobrany z Oczyszczalni Ścieków Jamno, bezpośrednio z przewodu tłoczego podającego osad z WKF na wirówki dekantacyjne. Do maskowania odorów wykorzystano olejek eteryczny z cytryny.

2.1. Metodyka badań

Badania nad zastosowaniem olejku eterycznego do maskowania odorów zostały podzielone na dwa etapy. W pierwszej części badań wytworzono olejek eteryczny z cytryny w procesie destylacji parą wodną. Do produkcji olejku posłużyła aparatura przedstawiona na rysunku 1 [1, 10÷13, 18].

Zasada działania tej aparatury jest następująca: kolba (1), służy do wytwarzania pary wodnej nasyconej. Następnie, przy pomocy szklanej rurki, para jest wprowadzana do naczynia nr 2 zawierającego właściwą mieszaninę destylowaną. W dalszym etapie, opary skraplają się w chłodnicy chłodzonej wodą (3), a destylat odprowadzany jest do odbieralnika (4), w którym oddzielona od olejku woda, zlewana jest do naczynia (5).

Następnie wyprodukowany olejek został wykorzystany w drugiej części badań jako środek maskujący odory. Olejek dozowano do nadawy (osad komunalny wraz z flokulantem) przed procesem odwadniania komunalnych osadów ściekowych na laboratoryjnej wirówce sedymentacyjnej. Badania prowadzono w laboratorium Katedry Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji Odpadów Politechniki Koszalińskiej.



Rys. 1. Schemat stanowiska doświadczenia do produkcji kondensatów zapachowych

Fig. 1. Diagram of the experimental stand for production of aromatic condensates

Wilgotność osadu oznaczano metodą tradycyjną – suszenia z wazaniem [2, 8].

Do badań użyto zawsze ten sam ściek zawiesinowy o następującej charakterystyce: pH=7,55, temp. 20°C, barwa: czarna, struktura osadu: jednolita, trudno opadający, zawiesinowy, zapach: gnilny, wilgotność: 99,06%, zagęszczenie: 9387,69 mg/dm³.

Parametrami stałymi sedymentacji odśrodkowej były:

- parametry charakteryzujące nadawę (pH, temperatura [°C], zapach, barwa, wilgotność osadu W [%], zagęszczenie osadu β [mg/dm³]),
- czas wirowania t [min.] (przyjęto czas wirowania $t=1$ min.),
- liczba obrotów wirówki n [obr/min.] (przyjęto $n=2400$ obr/min.) [7].

Parametrami zmiennymi niezależnymi procesu były:

- dawka dozowanego flokulantu C [kg/Mg s.m.],
- dawka dozowanego olejku eterycznego D [cm³/100 cm³ osadu]

Parametrami zmiennymi zależnymi tj. wynikowymi procesu były:

- wilgotność osadu W [%],
- zagęszczenie odsącza po procesie wirowania β [mg/dm³],
- czas utrzymywania się zneutralizowanych zapachów odwirowanego osadu oraz odsącza t [min.].

Do badań zastosowano flokulant kationowy, używany na Oczyszczalni Ścieków Jamno, tj. roztwór 0,35% flokulantu o nazwie handlowej Praestol 855 BS, produkcji Ashland Deutschland GmbH Krefeld [7].

Przyjęto 4 różne dawki flokulantu:

- C₀=0 kg/Mg s.m.;
- C₁=koncentracja odpowiadająca 80% dawki dozowanej na oczyszczalni ścieków, tj. 3,2 kg/Mg s.m.;
- C₂=koncentracja odpowiadająca 100% dawki dozowanej na oczyszczalni ścieków, tj. ok. 4 kg/Mg s.m.;
- C₃=koncentracja odpowiadająca 120% dawki dozowanej na oczyszczalni ścieków, tj. 4,8 kg/Mg s.m..

W badaniach do maskowania odorów zastosowano olejek eteryczny z cytryny, wytworzony w procesie destylacji parą wodną [1, 10÷13, 18].

Przyjęto 4 różne dawki olejku:

- D₁= 0 cm³ olejku/ 100 cm³ osadu;
- D₂= 2 krople = 0,06 cm³ olejku/ 100 cm³ osadu;
- D₃= 4 krople = 0,12 cm³ olejku/ 100 cm³ osadu;
- D₄= 6 kropli = 0,18 cm³ olejku/ 100 cm³ osadu.

W celu określenia poszczególnych dawek olejku przeprowadzono wstępną próbę zapachową, na podstawie której metodą organoleptyczną ustalono próg wyczuwalności zapachu dozowanego olejku eterycznego do osadów. Na podstawie badań ustalono minimalną dawkę olejku, która neutralizuje uciążliwy zapach osadów ściekowych. Zastosowanie mniej-

szej dawki niż przyjęta dawka D_2 , nie powoduje odczuwalnego organoleptycznie efektu maskowania uciążliwych zapachów. Zastosowanie większej dawki olejku niż przyjęta dawka D_4 , nie powoduje znacznego wydłużenia czasu utrzymywania się zneutralizowanego zapachu. Na tej podstawie przyjęto dawki jw. Czas utrzymywania się zneutralizowanego zapachu osadu i odsącza oznaczono organoleptycznie, mierząc czas utrzymywania się zapachu olejku eterycznego z cytryny.

3. Opis i analiza wyników badań

Wyniki uzyskane w trakcie prowadzenia badań laboratoryjnych zestawiono w tabelach 1÷4 oraz na rysunkach 2÷5, jako wartość średnią arytmetyczną z 5 pomiarów. Wyniki parametru wilgotności znajdują się w granicach błędu pomiarowego $\pm 0,3\%$, przy poziomie ufności 95% ze współczynnikiem rozszerzenia $k_\alpha=2,77$.

W tabeli 1 i na rysunku 2 przedstawiono wpływ dawki olejku eterycznego na wilgotność osadu w zależności od dawki flokulantu. Na podstawie otrzymanych wyników można stwierdzić, że wraz ze wzrostem dawki olejku eterycznego wilgotność osadu maleje. Zależność ta jest zachowana dla wszystkich zastosowanych stężeń dozowanego flokulantu:

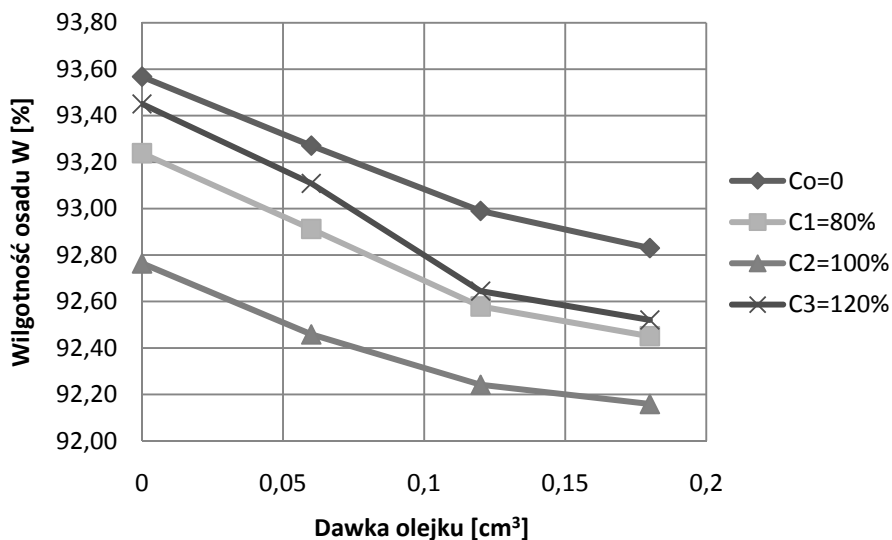
- dla serii flokulantu C_0 (0 kg/Mg s.m.) wilgotność osadu zmalała z wartości 93,57% (dawka olejku 0 cm³/100 cm³ osadu) do 92,83% (dawka olejku 0,18 cm³/100 cm³ osadu),
- dla serii flokulantu C_1 (3,2 kg/Mg s.m.) wilgotność osadu zmalała z wartości 93,24% (dawka olejku 0 cm³/100 cm³ osadu) do 92,45% (dawka olejku 0,18 cm³/100 cm³ osadu),
- dla serii flokulantu C_2 (4,0 kg/Mg s.m.) wilgotność osadu zmalała z wartości 92,76% (dawka olejku 0 cm³/100 cm³ osadu) do 92,16% (dawka olejku 0,18 cm³/100 cm³ osadu),
- dla serii flokulantu C_3 (4,8 kg/Mg s.m.) wilgotność osadu zmalała z wartości 93,45% (dawka olejku 0 cm³/100 cm³ osadu) do 92,52% (dawka olejku 0,18 cm³/100 cm³ osadu).

Najprawdopodobniej jest to spowodowane zmianą charakteru powierzchni, albowiem olejki podwyższają hydrofobowość osadu.

Tabela 1. Wpływ dawki olejku eterycznego na wilgotność osadu w zależności od dawki flokulantu Prestol 855 BS

Table 1. Effect of doses of aromatic extracts on water content in sludge depending on dose of Prestol 855 BS flocculant

DAWKA FLOKULANTU [ml/dm ³]	WILGOTNOŚĆ OSADU [%]				
	NADAWA	DAWKA OLEJKU [cm ³ /100 cm ³ osadu]			
		0	0,06	0,12	0,18
C ₀ =0	99,06	93,57	93,27	92,99	92,83
C ₁ =80%*C ₂ 3,2 kg/1 Mg s.m	99,06	93,24	92,91	92,58	92,45
C ₂ =100% 4,0 kg/1 Mg s.m	99,06	92,76	92,46	92,24	92,16
C ₃ =120%*C ₂ 4,8 kg/1 Mg s.m	99,06	93,45	93,11	92,64	92,52



Rys. 2. Wpływ dawki olejku eterycznego na wilgotność osadu w zależności od dawki flokulantu Prestol 855 BS

Fig. 2. Effect of doses of aromatic extract on water content in sludge depending on dose of Prestol 855 BS flocculant

Wilgotność osadu zależy także od zastosowanej dawki flokulantu. Najlepszy efekt odwadniania otrzymano dla dawki flokulantu C₂ (4,0 kg/Mg s.m.), odpowiadającej dawce stosowanej na oczyszczalni ścieków.

W tabeli 2 i na rysunku 3 przedstawiono wpływ dawki olejku eterycznego na zagęszczenie osądcu w zależności od dawki flokulantu. Na podstawie otrzymanych wyników można stwierdzić, że wraz ze wzrostem dawki olejku eterycznego zagęszczenie osądcu maleje. Zależność ta jest zachowana dla wszystkich zastosowanych stężeń dozowanego flokulantu:

- dla serii flokulantu C₀ (0 kg/Mg s.m.) zagęszczenie osądcu obniżono z wartości 2149,33 mg/dm³ (dawka olejku 0 cm³/100 cm³ osadu) do 1943,47 mg/dm³ (dawka olejku 0,18 cm³/100 cm³ osadu),
- dla serii flokulantu C₁ (3,2 kg/Mg s.m.) zagęszczenie osądcu obniżono z wartości 1959,11 mg/dm³ (dawka olejku 0 cm³/100 cm³ osadu) do 1818,94 mg/dm³ (dawka olejku 0,18 cm³/100 cm³ osadu),
- dla serii flokulantu C₂ (4,0 kg/Mg s.m.) zagęszczenie osądcu obniżono z wartości 1996,94 mg/dm³ (dawka olejku 0 cm³/100 cm³ osadu) do 1687,41 mg/dm³ (dawka olejku 0,18 cm³/100 cm³ osadu),
- dla serii flokulantu C₃ (4,8 kg/Mg s.m.) zagęszczenie osądcu obniżono z wartości 1591,14 mg/dm³ (dawka olejku 0 cm³/100 cm³ osadu) do 1427,84 mg/dm³ (dawka olejku 0,18 cm³/100 cm³ osadu).

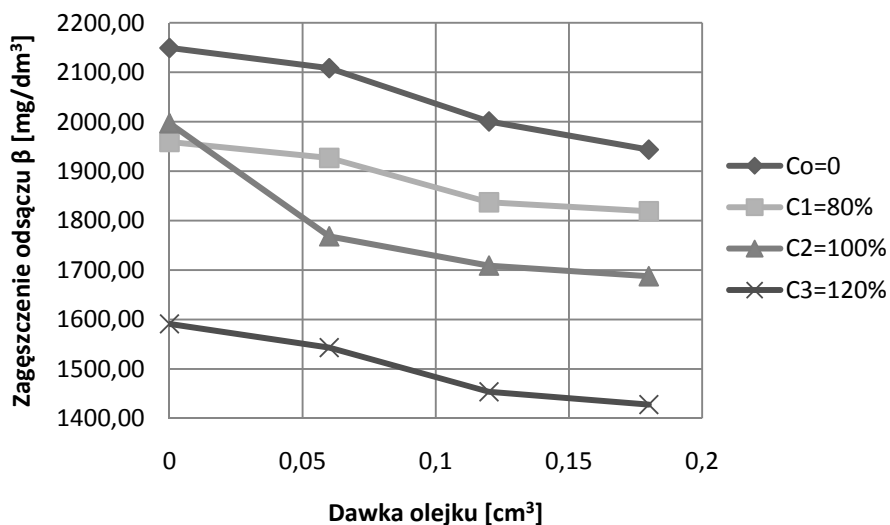
Zagęszczenie osądcu zależy także od zastosowanej dawki flokulantu. Najlepszy efekt otrzymano dla dawki flokulantu C₃ (4,8 kg/Mg s.m.), która odpowiada dawce 20% większej niż dawka stosowana na oczyszczalni ścieków.

Porównując wyniki badań zamieszczone w tabelach 1 i 2 oraz na rysunkach 2 i 3 można stwierdzić, że zalecana dawka flokulantu, tj. dawka C₂ (4,0 kg/Mg s.m.) stanowi optimum procesu odwadniania osadu przyjmując jako kryterium parametr wilgotności.

Tabela 2. Wpływ dawki olejku eterycznego na zagęszczenie osadzu w zależności od dawki flokulantu Preastol 855 BS

Table 2. Effect of doses of aromatic extracts on solids concentration in eluate depending on dose of Preastol 855 BS flocculant

DAWKA FLOKULANTU [ml/dm ³]	ZAGĘSZCZENIE ODSĄCZU β [mg/dm ³]				
	NADAWA	DAWKA OLEJKU [cm ³ /100 cm ³ osadu]			
		0	0,06	0,12	0,18
C₀=0	9387,69	2149,33	2108,29	2000,65	1943,47
C₁=80%*C₂ 3,2 kg/1 Mg s.m	9387,69	1959,11	1926,69	1837,11	1818,94
C₂=100% 4,0 kg/1 Mg s.m	9387,69	1996,94	1768,18	1708,97	1687,41
C₃=120%*C₂ 4,8 kg/1 Mg s.m	9387,69	1591,14	1543,15	1453,63	1427,84



Rys. 3. Wpływ dawki olejku eterycznego na zagęszczenie osadzu w zależności od dawki flokulantu Preastol 855 BS

Fig. 3. Effect of doses of aromatic extracts on solids concentration in eluate depending on dose of Preastol 855 BS flocculant

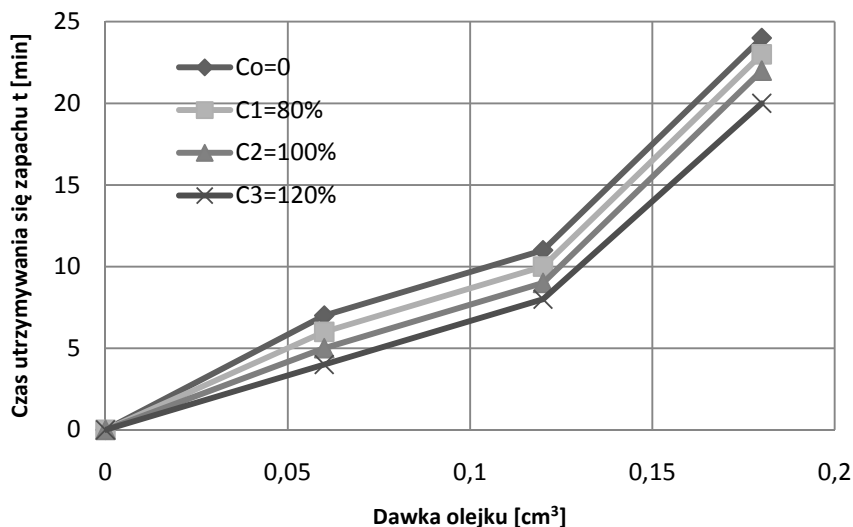
W tabeli 3 i na rysunku 4 przedstawiono wpływ dawki olejku eterycznego na czas skutecznej neutralizacji nieprzyjemnych zapachów odwodnionych osadów w zależności od dawki flokulantu. Na podstawie otrzymanych wyników można stwierdzić, że wraz ze wzrostem dawki olejku czas utrzymywania się zneutralizowanych zapachów rośnie. Zależność ta jest zachowana dla wszystkich zastosowanych stężeń dozowanego flokulantu:

- dla serii flokulantu C_0 (0 kg/Mg s.m.) czas skutecznej neutralizacji zapachu osadu rośnie z wartości 7 min. (dawka olejku $0,06 \text{ cm}^3/100 \text{ cm}^3$ osadu) do 24 min. (dawka olejku $0,18 \text{ cm}^3/100 \text{ cm}^3$ osadu),
- dla serii flokulantu C_1 (3,2 kg/Mg s.m.) czas skutecznej neutralizacji zapachu osadu rośnie z wartości 6 min. (dawka olejku $0,06 \text{ cm}^3/100 \text{ cm}^3$ osadu) do 23 min. (dawka olejku $0,18 \text{ cm}^3/100 \text{ cm}^3$ osadu),
- dla serii flokulantu C_2 (4,0 kg/Mg s.m.) czas skutecznej neutralizacji zapachu osadu rośnie z wartości 5 min. (dawka olejku $0,06 \text{ cm}^3/100 \text{ cm}^3$ osadu) do 22 min. (dawka olejku $0,18 \text{ cm}^3/100 \text{ cm}^3$ osadu),
- dla serii flokulantu C_3 (4,8 kg/Mg s.m.) czas skutecznej neutralizacji zapachu osadu rośnie z wartości 4 min. (dawka olejku $0,06 \text{ cm}^3/100 \text{ cm}^3$ osadu) do 20 min. (dawka olejku $0,18 \text{ cm}^3/100 \text{ cm}^3$ osadu).

Tabela 3. Wpływ dawki olejku eterycznego na czas skutecznej neutralizacji nieprzyjemnych zapachów odwodnionych osadów w zależności od dawki flokulantu Prestol 855 BS

Table 3. Effect of doses of aromatic extracts on time of efficient neutralisation of dewatered sludge odour depending on dose of Prestol 855 BS flocculant

DAWKA FLOKULANTU [ml/dm ³]	CZAS UTRZYMYWANIA SIĘ ZAPACHU [MIN.] – OSAD			
	DAWKA OLEJKU [cm ³ /100 cm ³ osadu]			
	0	0,06	0,12	0,18
$C_0=0$	0	7	11	24
$C_1=80\%*C_2$ 3,2 kg/1 Mg s.m	0	6	10	23
$C_2=100\%$ 4,0 kg/1 Mg s.m	0	5	9	22
$C_3=120%*C_2$ 4,8 kg/1 Mg s.m	0	4	8	20



Rys. 4. Wpływ dawki olejku eterycznego na czas skutecznej neutralizacji nieprzyjemnych zapachów odwodnionych osadów w zależności od dawki flokulantu Prestol 855 BS

Fig. 4. Effect of doses of aromatic extracts on time of efficient neutralisation of dewatered sludge odour depending on dose of Prestol 855 BS flocculant

Czas utrzymywania się zneutralizowanego zapachu zależy także od zastosowanej dawki flokulantu. Wraz ze wzrostem dawki flokulantu czas maskowania nieprzyjemnych zapachów maleje, różnice wynoszą średnio 2÷4 min. pomiędzy seriami.

W tabeli 4 i na rysunku 5 przedstawiono wpływ dawki olejku eterycznego na czas skutecznej neutralizacji nieprzyjemnych zapachów odsącza. Na podstawie otrzymanych wyników można stwierdzić, że wraz ze wzrostem dawki olejku czas utrzymywania się zneutralizowanych zapachów rośnie. Zależność ta jest zachowana dla wszystkich zastosowanych stężeń dozowanego flokulantu;

- dla serii flokulantu C_0 (0 kg/Mg s.m.) czas skutecznej neutralizacji zapachu odsącza rośnie z wartości 11 min. (dawka olejku 0,06 cm³/100 cm³ osadu) do 50 min. (dawka olejku 0,18 cm³/100 cm³ osadu),
- dla serii flokulantu C_1 (3,2 kg/Mg s.m.) czas skutecznej neutralizacji zapachu odsącza rośnie z wartości 10 min. (dawka olejku

0,06 cm³/100 cm³ osadu) do 45 min. (dawka olejku 0,18 cm³/100 cm³ osadu),

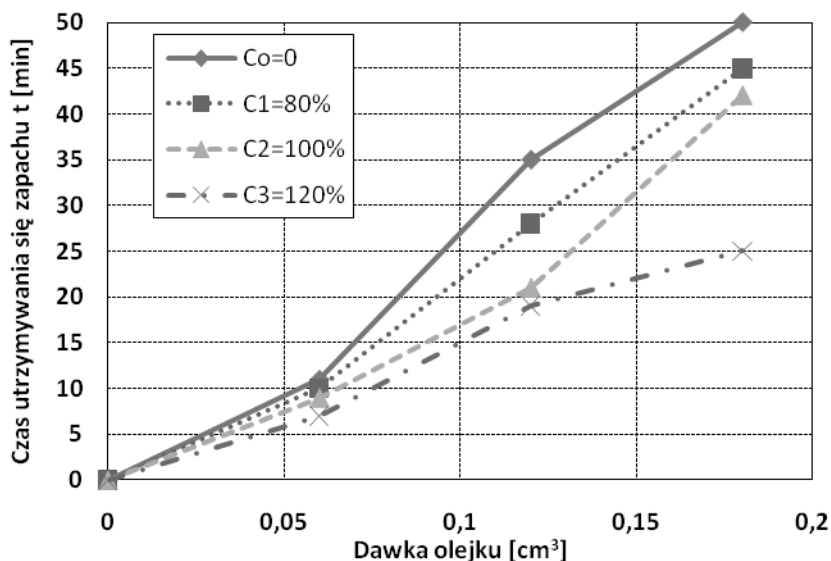
- dla serii flokulantu C₂ (4,0 kg/Mg s.m.) czas skutecznej neutralizacji zapachu odsącza rośnie z wartości 9 min. (dawka olejku 0,06 cm³/100 cm³ osadu) do 42 min. (dawka olejku 0,18 cm³/100 cm³ osadu),
- dla serii flokulantu C₃ (4,8 kg/Mg s.m.) czas skutecznej neutralizacji zapachu odsącza rośnie z wartości 7 min. (dawka olejku 0,06 cm³/100 cm³ osadu) do 25 min. (dawka olejku 0,18 cm³/100 cm³ osadu).

Czas utrzymywania się zneutralizowanego zapachu odsącza zależy także od zastosowanej dawki flokulantu. Wraz ze wzrostem dawki flokulantu czas maskowania nieprzyjemnych zapachów maleje, różnice wynoszą średnio od 2 min. do 25 min. pomiędzy seriami.

Tabela 4. Wpływ dawki olejku eterycznego na czas skutecznej neutralizacji nieprzyjemnych zapachów odsącza po procesie odwadniania w zależności od dawki flokulantu Prestol 855 BS

Table 4. Effect of doses of aromatic extracts on time of efficient neutralisation of eluate odour depending on dose of Prestol 855 BS flocculant

DAWKA FLOKULANTU [ml/dm ³]	CZAS UTRZYMYWANIA SIĘ ZAPACHU [MIN.] – ODSĄCZ			
	DAWKA OLEJKU [cm ³ /100 cm ³ osadu]			
	0	0,06	0,12	0,18
C ₀ =0	0	11	35	50
C ₁ =80%*C ₂ 3,2 kg/l Mg s.m	0	10	28	45
C ₂ =100% 4,0 kg/l Mg s.m	0	9	21	42
C ₃ =120%*C ₂ 4,8 kg/l Mg s.m	0	7	19	25



Rys. 5. Wpływ dawki olejku eterycznego na czas skutecznej neutralizacji nieprzyjemnych zapachów odsącza po procesie odwadniania w zależności od dawki flokulantu Prestol 855 BS

Fig. 5. Effect of doses of aromatic extracts on time of efficient neutralisation of eluate odour depending on dose of Prestol 855 BS flocculant

Dla przykładu wydajność godzinowa wirówki dekantacyjnej przemysłowej Noxon stosowanej na Oczyszczalni Ścieków Jamno wynosi średnio $Q = 16 \div 17 \text{ m}^3/\text{h}$ w zależności od parametrów osadu [7]. Zatem godzinowa dawka olejku, wyznaczona na podstawie przeprowadzonych badań laboratoryjnych, zapewniająca skuteczną, tzn. długotrwałą neutralizację nieprzyjemnego zapachu (dawka olejku $D_3 = 0,18 \text{ cm}^3/100 \text{ cm}^3$ osadu) może wynosić dla stosowanej na obiekcie dawki flokulantu C_2 (4,0 kg/Mg s.m.) odpowiednio $30,6 \text{ dm}^3$ olejku/h.

Przedstawione powyżej badania będą oczywiście kontynuowane i po przeniesieniu tych badań ze skali laboratoryjnej na skalę przemysłową bezpośrednio do hali technologicznej wirówek dekantacyjnych typu Noxon Oczyszczalni Ścieków Jamno miasta Koszalina, zostanie przeprowadzona także analiza technologiczno-ekonomiczna tego przedsięwzięcia. Przedstawiona w niniejszej publikacji technologia została opatentowana – nr P 390476, pt. „Sposób neutralizacji odorów powstających podczas odwadniania komunalnych osadów ściekowych”.

4. Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że:

1. olejek eteryczny z cytryny skutecznie neutralizuje nieprzyjemne zapachy osadów i odsączu, powstałe podczas odwadniania komunalnych osadów ściekowych na laboratoryjnej wirówce sedymentacyjnej,
2. wraz ze wzrostem dawki olejku eterycznego z cytryny czas utrzymywania się zneutralizowanych zapachów po procesie odwadniania rośnie, zarówno dla odwodnionego osadu jak i odsączu,
3. dawka dozowanego flokulantu wpływa na czas skutecznej neutralizacji nieprzyjemnych zapachów olejkiem cytrynowym; wraz ze wzrostem dawki dozowanego flokulantu maleje czas utrzymywania się zneutralizowanego zapachu osadu i odsączu,
4. maskowanie odorów za pomocą olejków eterycznych wytwarzanych z taniego surowca jakimi są odpady np. skórek cytrynowych powinno być wykorzystane w skali przemysłowej (np. podczas odwadniania osadów na hali technologicznej oczyszczalni ścieków) poprzez zastosowanie np. dozowników mechanicznych. Wyznacza to nowatorski kierunek badań neutralizacji przykrych zapachów w halach przemysłowych.

Literatura

1. **Andrijevskaja L., Juraszka B., Kowalczyk A., Piecuch T., Pol K., Zimoch A.:** *Neutralizacja przykrych zapachów poprzez rozpylenie roztworów powstałych na bazie ekstraktów z owoców cytrusowych, imbiru oraz goździków.* Rocznik Ochrona Środowiska Tom 10, Koszalin. 707-723, 2008.
2. **Hermanowicz W., Dożańska W., Sikorowska C., Kelus J.:** *Fizykochemiczne badania ścieków miejskich i osadów ściekowych.* Wydanie I Warszawa, Arkady 1967.
3. **Klimek R.:** *Olejki eteryczne.* Wydawnictwo Przemysłu Lekkiego i Spożywczego, Warszawa 1957.
4. **Kośmider J.:** *Sensoryczne metody oceny zapachowej jakości powietrza i skuteczności dezodoryzacji.* Prace Naukowe Politechniki Szczecińskiej, nr 422, Szczecin 1991.
5. **Kośmider J., Krajewska B.:** *Normalizacja olfaktometrii dynamicznej. Podstawowe pojęcia i jednostki miar.* Normalizacja 1/2005.
6. **Kośmider J., Mazur-Chrzanowska B., Wyszyński B.:** *Odory.* Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2002.

7. **Kutryn J., Piecuch T.:** *Odwadnianie komunalnych osadów ściekowych na laboratoryjnej wirówce sedymentacyjnej typu MPW-350 oraz na przemysłowej wirówce typu Noxon DC20 – problem przeniesienia skali.* Rocznik Ochrona Środowiska Tom 11. Rok 2009. Koszalin. 517-542, 2009.
8. **Palica M., Dolina A., Gierczycki A., Kolorz S.:** *Wpływ dodatku flokulantu Magnafloc 919 na przebieg filtracji wirowej podekantacyjnej zawiesiny odpadowej.* Rocznik Ochrona Środowiska Tom 11. Koszalin. 1063-1075, 2009.
9. **Piecuch T.:** *Technika Hydroszlamowa.* Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Koszalińskiej, Wyd. III, Koszalin 2002.
10. **Piecuch T.:** *Technika wodno-mułowa – urządzenia i procesy.* Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 2007.
11. **Piecuch T., Andriyevski B., Andriyevska L., Juraszka B., Kowalczyk A.:** *Produkcja i rozpylanie roztworów neutralizujących przykre zapachy powstałych na osnowie ekstraktów z geranium, kminku zwyczajnego, anyżu, jałowca pospolitego oraz czarnuszki.* Rocznik Ochrona Środowiska Tom 11. Rok 2009. Koszalin. 607-629, 2009.
12. **Piecuch T., Sasinowski M., Nowak A., Dąbrowski J., Kościerzyńska-Siekan G.:** *Produkcja i rozpylanie roztworów neutralizujących przykre zapachy w hali technologicznej Przedsiębiorstwa SUPERFISH budowanych na bazie ekstraktów z igliwia tui i sosny pospolitej.* Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa I Inżynierii Środowiska Nr 22, Wydawnictwo Uczelniane Politechniki, Koszalin. 187-208, 2005.
13. **Piecuch T., Sasinowski M., Nowak A., Dąbrowski J., Kościerzyńska-Siekan G., Dworaczyk J., Zaremba W.:** *Produkcja i rozpylanie roztworów neutralizujących przykre zapachy w hali technologicznej Przedsiębiorstwa SUPERFISH.* Rocznik Ochrona Środowiska Tom 8, Koszalin. 239-261, 2006.
14. **Wyszyński B., Yamanaka T., Nakamoto T.:** *Recording and reproducing citrus flavors using odor recorder.* Sensors and Actuators B, vol. 106, 388-393, 2005.
15. **Wyszyński B., Yamanaka T., Nakamoto T.:** *Study of reproducing citrus flavors using odor recorder.* Technical Digest of Sensor Symp., IEEJ, Po-3, 2003.
16. **Yamanaka T., Wyszyński B., Nakamoto T.:** *Study of odor recorder for recording recipe of orange flavor.* Digest of Technical papers, Transducers 03, 1140, 2003.
17. **Yuji K. Takahashi, Shin Nagayama, and Kensaku Mori :** *Detection and Masking of Spoiled Food Smells by Odor Maps in the Olfactory Bulb.* The Journal of Neuroscience, October 6, 24(40), 2004.

18. **Zaremba W., Piecuch T.:** *Zastosowanie środków maskujących odory, powstałych na bazie olejków eterycznych owoców cytrusowych.* Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa I Inżynierii Środowiska Nr 23, Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Koszalińskiej, Koszalin. 195-207, 2007.

Neutralization of Odours Arising During Dewatering of Municipal Sewage Sludge in the Process of Centrifugal Sedimentation

Abstract

Emission of unpleasant odours is noxious for both plant workers and residents of surrounding areas, where odours are emitted. In the case of low emissions, the concentration of odour substances are low, and despite of the low odour detection thresholds, they cause significant noxiousness, it is possible to use masking agents. This issue is within range of interest of Division of Water-Sludge Technology and Waste Utilisation of Koszalin University of Technology, where for a few years works are conducted on production of an effective and inexpensive agent for decreasing nuisance of odours. Natural essential oils extracted from fresh plant materials in the process of steam distillation are used as masking agents.

The aim of this study was to present a method of reduction of odour nuisance during dewatering of municipal sewage sludge by dosage of the essential oil to sewage sludge.

Research on the use of essential oils for masking of odours were divided into two stages. In the first stage of the research essential oil of lemon in the process of steam distillation was produced. Then, produced oil was used in the second stage of research as an agent for masking odour during municipal sewage sludge dewatering.

Sludge dewatering process was carried out on a laboratory centrifuge MPW 350. As a input to dewatering process a real stabilized in the process methane fermentation sludge was used, taken from the Wastewater Treatment Plant Jamno, directly from the pump pipe connecting fermentation tanks with centrifuges.

Constant parameters of centrifugal sedimentation were: rotation time t [min.] (assumed centrifugation time $t = 1$ min.) and rotation speed n [rpm] (assumed $n = 2400$ rpm).

Independent variable process parameters were: dose of flocculant C [kg/Mg of dry mass] and dose of essential oil D [$\text{cm}^3/100 \text{ cm}^3$ of sludge].

Essential oil, which was produced from lemon was dosed to the feed (sewage sludge with flocculant) before dewatering process in four doses: $D_1 = 0 \text{ cm}^3$ of oil/ 100 cm^3 of sludge, $D_2 = 2$ drops of oil = $0.06 \text{ cm}^3/100 \text{ cm}^3$ of sludge, $D_3 = 4$ drops of essential oil = $0.12 \text{ cm}^3/100 \text{ cm}^3$ of sludge and $D_4 = 6$ drops of essential oil = $0.18 \text{ cm}^3/100 \text{ cm}^3$ of sludge and then period of time of essential oil smell lasts in eluate and sludge after centrifugation process was examined.

The study showed that the essential oil of lemon effectively neutralizes odours of sludge and eluate, produced during dewatering of municipal sewage sludge on the laboratory sedimentation centrifuge. With an increasing dose of essential oil of lemon, time of neutralisation of odours after dewatering is increasing, both for the dewatered sludge and eluate. It was also found that essential oils as hydrophobic substances have additional function of coagulants or flocculants, and improve the quality of the mechanical dewatering.



Wpływ promieniowania mikrofalowego na przebieg fermentacji metanowej odpadów poubojowych w warunkach termofilowych

*Marcin Dębowski, Marcin Zieliński, Mirosław Krzemieniewski
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*

1. Wprowadzenie

Wykorzystanie na szeroką skalę fermentacji metanowej, jako sposobu na energetyczną utylizację powstających odpadów poubojowych, związane jest bezpośrednio z opracowaniem skutecznych rozwiązań technologicznych warunkujących uzyskiwanie wydajnych efektów końcowych. Jednym z czynników wpływających i ograniczających sprawne prowadzenie beztlenowej degradacji odpadowych tkanek zwierzęcych jest konieczność zapewnienia odpowiedniej temperatury stosowanego procesu [3, 5]. Z uwagi na wysoką koncentrację trudno dostępną dla mikroorganizmów beztlenowego osadu czynnego związków organicznych w tego rodzaju substracie, konieczne jest zastosowanie fermentacji mezofilowej lub termofilowej. Warunkuje to bezpośrednio wysokie nakłady energetyczne związane z ogrzaniem substratu oraz całej objętości fermentorów.

Kłopoty związane ze stosowaniem wymienników, płaszczy wodnych czy injektorów pary mogą być wyeliminowane poprzez wykorzystanie ogrzewania mikrofalowego. Działanie promieniowania mikrofalowego ma charakter selektywny, co oznacza, że oddziałuje jedynie z substancjami o odpowiednich właściwościach dielektrycznych np. takich jak woda bę-

dająca cząsteczką polarną [4, 7]. Promieniowanie mikrofalowe cechuje objętościowy charakter, dodatkowo umożliwia natychmiastowe przerwanie ogrzewania po odcięciu źródła zasilania. Zalety te wskazują, że przy odpowiednim zastosowaniu rozwiązań technicznych możliwe będzie wykorzystanie promieniowania mikrofalowego do kształtowania warunków termicznych w reaktorze beztlenowym [1, 8, 9]. W licznych danych literaturowych wskazuje się na wzrost aktywności procesów enzymatycznych w układach poddawanych działaniu promieniowania mikrofalowego w porównaniu do badań prowadzonych w identycznej temperaturze procesu ale uzyskiwanej w sposób konwencjonalny [6, 7]. Jest to bezpośrednio związane z atermicznym oddziaływaniem promieniowania mikrofalowego, które w określonych okolicznościach może wpływać na kształtowanie się specyficznej biocenozy mikroorganizmów w reaktorach [10].

W prezentowanych badaniach podjęto próbę określenia możliwości zastosowania promieniowania mikrofalowego jako czynnika kształtującego warunki temperaturowe w procesie beztlenowego rozkładu opadów poubojowych oraz wpływ tego rozwiązania technologicznego na uzyskiwane efekty końcowe.

2. Metodyka badań

Prowadzone eksperymenty podzielono na dwa warianty. Kryterium podziału stanowił sposób zapewnienia odpowiednich warunków termicznych (55°C) we wnętrzu reaktorów beztlenowych. W wariacie pierwszym reaktory umieszczone zostały w komorze termostatującej, w której wymagane warunki termiczne zapewniane były dzięki wykorzystaniu zestawu grzałek. W wariacie drugim do ogrzewania zastosowano promieniowanie mikrofalowe. Każdy wariant doświadczenia podzielono na sześć serii, różniących się zastosowanym obciążeniem komory fermentacyjnej ładunkiem związków organicznych wyrażonych wskaźnikiem ChZT:

seria I	– 1,0 g ChZT · dm ⁻³ · d ⁻¹ ,
seria II	– 2,0 g ChZT · dm ⁻³ · d ⁻¹ ,
seria III	– 3,0 g ChZT · dm ⁻³ · d ⁻¹ ,
seria IV	– 4,0 g ChZT · dm ⁻³ · d ⁻¹ ,
seria V	– 5,0 g ChZT · dm ⁻³ · d ⁻¹ ,
seria VI	– 6,0 g ChZT · dm ⁻³ · d ⁻¹ .

W eksperymencie zastosowano reaktory o objętości czynnej $4,0 \text{ dm}^3$, które przed rozpoczęciem eksperymentu zostały całkowicie wypełnione osadem beztlenowym pochodzącym z ZKF oczyszczalni ścieków „Łyna” w Olsztynie. Koncentracja beztlenowego osadu czynnego w eksploatowanych komorach beztlenowych utrzymywana była na poziomie od $15000 \text{ mg s.m.o.} \cdot \text{dm}^{-3}$ do $16000 \text{ mg s.m.o.} \cdot \text{dm}^{-3}$. Reaktory wyposażone zostały w czujniki temperatury, elektrody do pomiaru odczynu, system mieszania, układ zasilający reaktory substratem i odprowadzający produkty procesu, system do zbierania, magazynowania i analizy biogazu. W eksploatowanych reaktorach czas ogrzewania i ilość wprowadzanej energii cieplnej pozostawała w funkcji temperatury. W wyniku funkcjonowania systemu grzejnego, grzałek w wariantcie I lub promieniowania mikrofalowego w II wariantcie badań, następowało podniesienie temperatury we wnętrzu eksploatowanych reaktorów beztlenowych. Zgodnie z założeniami badania przeprowadzono w temperaturze 55°C . Uruchomienie grzałek (wariant I) lub generatora mikrofalowego (wariant II) sterowane było poprzez sterownik termiczny, który reagował bezpośrednio na wskazania czujników temperaturowych zlokalizowanych wewnątrz eksploatowanych reaktorów modelowych. Gdy temperatura spadła poniżej założonych wartości 55°C uruchamiane zostawały systemy grzewcze. Gdy czujnik temperaturowy umieszczony we wnętrzu reaktora wskazywał odpowiednią wartość temperatury następowało automatyczne odcięcie zasilania grzałek lub generatorów mikrofalowych. Przyjęto histerezę $\pm 1^\circ\text{C}$. W przypadku wariantu II ilość wprowadzanego promieniowania mikrofalowego określano poprzez elektroniczny licznik czasu pracy generatora mikrofalowego. Przy znanej sprawności generatora umożliwiło to precyzyjne określenie wielkości wprowadzanej dawki promieniowania.

Czas zatrzymania substratu w reaktorach wynosił 20 dni. Raz w ciągu doby odbierany był substrat przefermentowany, który poddawano analizom fizyko-chemicznym. Z tą samą częstotliwością do układu technologicznego wprowadzano wstępnie przetworzone odpady poubojowe. Zastosowany sposób mieszania zawartości reaktora wynikał z wcześniejszych doświadczeń autorów i polegał na zastosowaniu mieszadeł pionowych, które uruchamiane były z częstotliwością co 30 minut i pracowały 5 minut z wydajnością 20 obrotów na minutę.

Sposób przygotowania odpadów poubojowych przed procesem fermentacji metanowej polegał na zastosowaniu procesu 10 minutowej homogenizacji testowanych odpadów poubojowych, a następnie ich pasteryzacji w temperaturze 70°C przez okres 60 minut. Po procesie kondycjonowania przetworzone odpady poubojowe były uwadniane do poziomu 90%. Charakterystykę przetworzonych i uwodnionych odpadów poubojowych zaprezentowano w tabeli 1.

Przed przeprowadzeniem analiz przetworzony wsad poddawano wirowaniu przez okres 20 minut, z wydajnością 5000 obrotów/minutę. Następnie pozyskiwano wydzielony supernatant, w którym wykonywano założone badania analityczne. Wydzielony osad beztlenowy wprowadzany był do komór lub usuwany poza układ technologiczny. Zakres analiz fizyko-chemicznych w tej części eksperymentu obejmował: ChZT metodą dwuchromianową [PN-74/C-04578.03], odczyn [PN-91/C-04540.05], ilość i skład biogazu przy wykorzystaniu analizatora typu LMSxi/G4.18 firmy Gas Data Ltd..

3. Wyniki badań i dyskusja

W trakcie badań stwierdzono, iż końcowa wartość ChZT uzależniona była bezpośrednio od zastosowanego rozwiązania technologicznego eksperymentu (obciążenie ładunkiem zanieczyszczeń, sposób ogrzewania). W przeprowadzonych przez Zielińskiego i Krzemieniewskiego [10] badaniach nad wpływem promieniowania mikrofalowego na aktywność błony biologicznej w reaktorach z unieruchomioną biomasą stwierdzono znaczny wzrost aktywności mikroorganizmów poddawanych działaniu tego czynnika. Szczególnie w przypadku aktywności nitryfikacyjnej w identycznych warunkach technologicznych uzyskano znaczący wzrost sprawności procesu. Przy różnicy temperatur pomiędzy reaktorem kontrolnym, a reaktorem napromieniowywanym nie przekraczającej 3°C sprawność procesu wzrosła o około 30%.

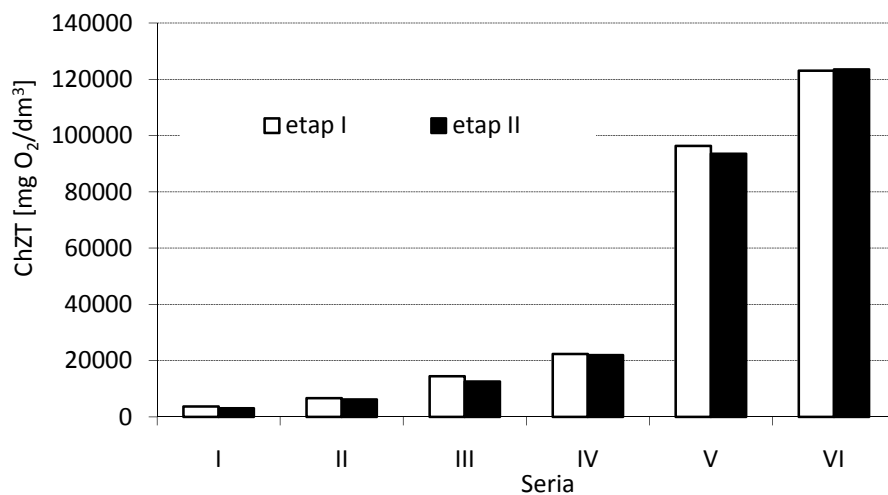
Najniższe stężenia związków organicznych wyrażone wskaźnikiem ChZT stwierdzono w serii I doświadczenia, w której obciążenie wynosiło 1,0 g ChZT·dm⁻³·d⁻¹, a sposób ogrzewania opierał się na zastosowaniu promieniowania mikrofalowego. Wartość ChZT na odpływie wynosiła średnio 3047,2 mg O₂·dm⁻³, a sprawność usunięcia ładunku zanieczyszczeń organicznych kształtowała się na poziomie 98,1%.

Tabela 1. Parametry technologiczne przetworzonych i uwodnionych odpadów poubojowych stosowanych w doświadczeniu

Table 1. Technological parameters of processed and hydrated post-slaughter waste used in the experiment

Parametr	Jednostka	Wartość min.	Wartość max.	Średnia	Odczylenie standardowe
OWO	mg OWO · dm ⁻³	26785	32078	29047	1912,5
ChZT	mg O ₂ · dm ⁻³	133456	175908	156042,8	16551,6
LKT	mg · dm ⁻³	679,1	1327,0	983,6	314,8
Azot ogólny	mg N _{og} · dm ⁻³	4796	5826	5123,4	422,5
Azot amonowy	mg N-NH ₄ · dm ⁻³	307,6	461,4	336,1	81,8
Fosfor ogólny	mg P _{og} · dm ⁻³	967,5	1276,0	1146,2	120,3
pH	–	6,79	6,91	6,83	0,06
Sucha masa	g · dm ⁻³	97,7	103,3	100,4	2,8
Substancje organiczne	g · dm ⁻³	87,3	89,9	88,4	1,1
Substancji mineralne	g · dm ⁻³	10,4	13,4	12,0	1,5
Białko	g · dm ⁻³	47,9	50,6	49,2	4,6
Tłuszcz	g · dm ⁻³	38,1	40,3	39,2	1,1
Węglowodany	g · dm ⁻³	0,16	0,17	0,165	0,005

Istotnie wyższą koncentrację związków organicznych wyrażonych wskaźnikiem ChZT stwierdzono w wariancie, w którym zastosowano konwencjonalny sposób ogrzewania reaktorów beztlenowych. Zarejestrowana wartość ChZT na odpływie wynosiła średnio $3673,6 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ (Rys. 1).



Rys. 1. Wartość ChZT w odpływie z reaktorów w zależności od wariantu eksperymentu

Fig. 1. The value of COD in the outflow from reactors depending on the experiment variant

Zwiększenie obciążenia do poziomu $2,0 \text{ g ChZT} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ wpłynęło na fakt, iż notowane stężenia ChZT na odpływie były wyraźnie wyższe od osiągniętych w serii I. W reaktorze ogrzewanym mikrofalowo stwierdzono $6173,4 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$. Zastosowanie konwencjonalnej metody ogrzewania zawartości wykorzystywanych reaktorów beztlenowych spowodowało, iż wartość ChZT w tym wynosiła $6631,0 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$. Skuteczność zmniejszenia ładunku zanieczyszczeń kształtowała się na poziomie 95,86%. Stwierdzono, iż eksploatacja układu technologicznego obciążonego ładunkiem związków organicznych na poziomie $3,0 \text{ g ChZT} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ spowodowało, iż nie notowano istotnych statystycznie różnic w końcowym stężeniu związków organicznych w zależności od sposobu ogrzewania zawartości reaktora (Rys. 1).

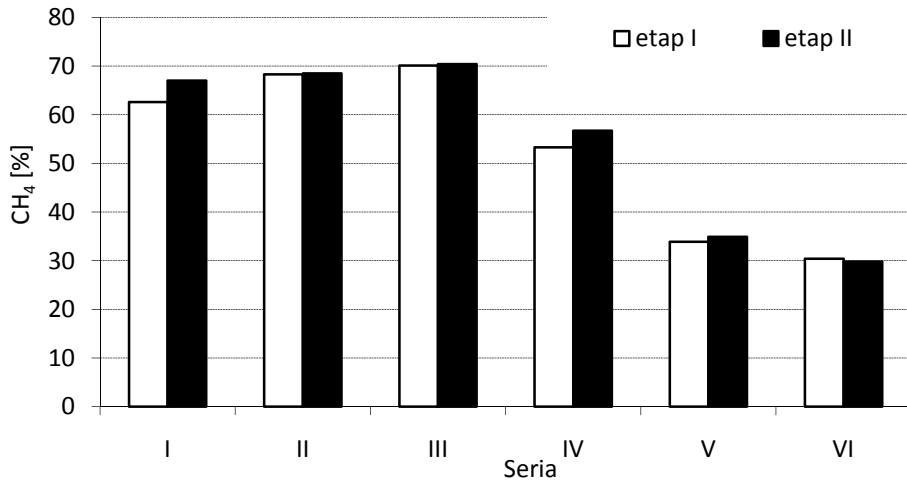
Zaburzenie procesu i skokowe zwiększenie koncentracji związków organicznych w odpływie wyrażonych wskaźnikiem ChZT zanotowano w serii V, gdy testowane obciążenie reaktorów beztlenowych wynosiło $5,0 \text{ g ChZT} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. Wartości wskaźnika ChZT na odpływie wynosiły odpowiednio $96308,8 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ w reaktorze, gdzie warunki termiczne stymulowane były w sposób konwencjonalny oraz $93501,2 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ w przypadku zastosowania promieniowania mikrofalowego. Wykorzystanie promieniowania mikrofalowego pozwoliło na 41,6% usunięcie ładunku zanieczyszczeń. Natomiast w wariancie pierwszym uzyskano 39,8% sprawność redukcji ładunku substancji węglowych. Zastosowanie obciążenia na poziomie $6,0 \text{ g ChZT} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ spowodowało całkowite zahamowanie procesu rozkładu związków organicznych. Najwyższą sprawność zanotowano w przypadku ogrzania reaktora beztlenowego do temperatury 55°C z wykorzystaniem promieniowania mikrofalowego i wynosiła ona 22,8% (Rys. 1).

Podczas eksperymentu analizowano wpływ zastosowanych rozwiązań technologicznych na ilość oraz skład powstającego biogazu, głównie pod kątem zawartości metanu. Stwierdzono, że głównym czynnikiem determinującym zarówno skład, jak i objętość produkowanego biogazu było zastosowane obciążenie układu ładunkiem związków organicznych. Mniejsze znaczenie miało zastosowanie odmiennego systemu ogrzewania systemu doświadczalnego.

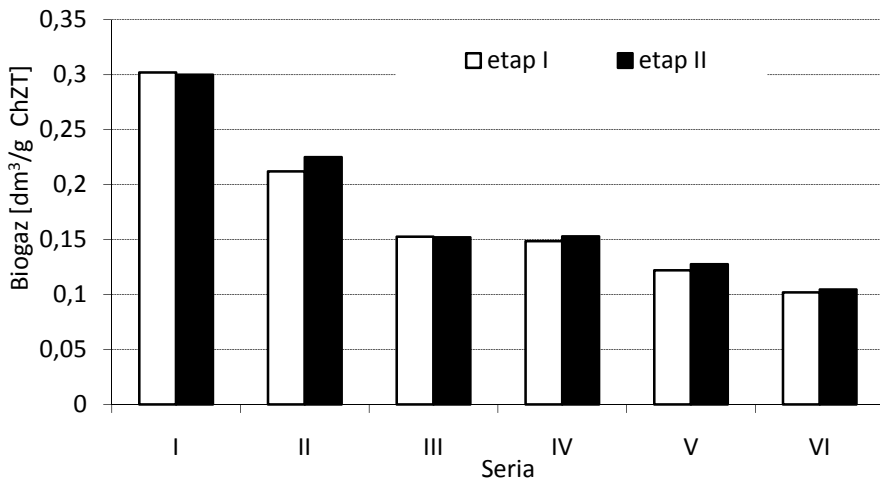
W pierwszej serii doświadczenia, gdzie obciążenie układu ładunkiem związków organicznych zapewnione zostało na poziomie $1,0 \text{ g ChZT} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, zależnie od sposobu stymulowania warunków termicznych w modelowych reaktorach beztlenowych stwierdzono istotne statystycznie różnice w odniesieniu do procentowej zawartości metanu w fazie gazowej. W wariancie pierwszym stwierdzono, iż produkcja biogazu wynosiła $0,32 \text{ dm}^3 \cdot \text{g}^{-1} \text{ChZT}$ wprowadzonego, a zawartość metanu wynosiła 62,6%. Podczas ogrzewania mikrofalowego pozyskiwano $0,30 \text{ dm}^3 \cdot \text{g}^{-1} \text{ChZT}$ o koncentracji metanu 67,0% (Rys. 2, Rys. 3).

Zwiększenie obciążenia komór beztlenowych do poziomu $2,0 \text{ g ChZT} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ spowodowało zmniejszenie objętości biogazu wytwarzanego podczas beztlenowego rozkładu odpadów poubojowych, jednak zabieg ten wpłynął pozytywnie na jego jakość. W przypadku, w którym zastosowane obciążenie reaktorów fermentacyjnych utrzymywane było na poziomie $3,0 \text{ g ChZT} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ stwierdzono najwyższe koncentracje meta-

nu w biogazie. Zastosowanie promieniowania mikrofalowego pozwoliło na uzyskanie 70,4%. Uzyskana ilość wytwarzanego biogazu kształtowała się na poziomie $0,152 \text{ dm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$ ChZT wprowadzonego (Rys. 2, Rys. 3).



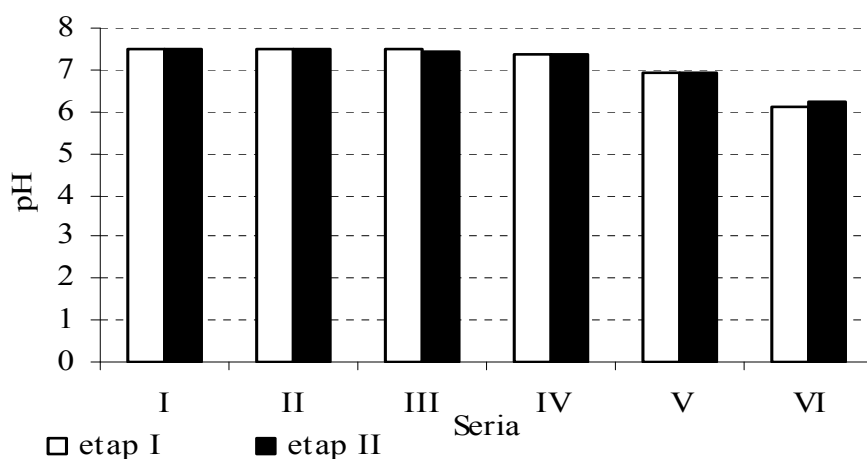
Rys. 2. Zawartość metanu w biogazie w zależności od wariantu eksperymentu
Fig. 2. Methane concentration in biogas depending on the experiment variant



Rys. 3. Wydajność produkcji biogazu w zależności od wariantu eksperymentu
Fig. 3. Efficiency of biogas production depending on the experiment variant

Wraz ze zwiększaniem ładunku zanieczyszczeń wprowadzanych do reaktorów beztlenowych obserwowano sukcesywne ograniczenie intensywności wytwarzania biogazu, a także pogarszanie jego składu pod kątem zawartości metanu. Najniższą zawartość metanu w biogazie uzyskano w przypadku testowania najwyższych obciążeń ładunkiem zanieczyszczeń. W serii VI notowane stężenia metanu w biogazie kształtowały się w wąskim zakresie od 29,2% do 30,4%. Stwierdzono, iż obserwowane ilości produkcji biogazu w seriach V i VI były istotnie niższe w stosunku do wcześniejszych serii eksperymentu. Objętość powstającego biogazu w eksploatowanych reaktorach beztlenowych w V serii eksperymentu mieściła się granicach od $0,122 \text{ dm}^3 \cdot \text{g}^{-1} \text{ ChZT}$ do $0,128 \text{ dm}^3 \cdot \text{g}^{-1} \text{ ChZT}$, natomiast w VI od $0,102 \text{ dm}^3 \cdot \text{g}^{-1} \text{ ChZT}$ do $0,105 \text{ dm}^3 \cdot \text{g}^{-1} \text{ ChZT}$ w zależności od stosowanego rozwiązania technologicznego (Rys. 2, Rys. 3).

Odczyn w eksploatowanych reaktorach beztlenowych charakteryzował się dużą stabilnością w zakresie obciążeń komór fermentacyjnych ładunkiem zanieczyszczeń od $1,0 \text{ g ChZT} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ do $4,0 \text{ g ChZT} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. Niezależnie od serii doświadczenia, a także sposobu kształtowania warunków temperaturowych w układzie technologicznym wartość tego parametru kształtowała się w wąskich granicach pH od 7,49 do 7,51 (Rys. 4).



Rys. 4. Zmiany wartości pH w zależności od wariantu technologicznego

Fig. 4. Changes in pH in the reactor depending on the experiment variant

Istotny statystycznie spadek wartości tego parametru technologicznego stwierdzono w serii V. W wariancie pierwszym zanotowano zmniejszenie wartości pH do poziomu 7,00. Analogiczne wartości odczynu stwierdzono, gdy ogrzewanie zawartości reaktorów prowadzono z wykorzystaniem promieniowania mikrofalowego. Zwiększenie obciążenia układu technologicznego do poziomu $6,0 \text{ g ChZT} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ spowodowało dalsze obniżanie wartości odczynu. W tej części eksperymentu kształtował się on w zależności od wariantu doświadczenia w wąskim zakresie pH od 6,10 do 6,26 (Rys. 4).

Oceny wpływu czasu retencji i wartości odczynu na procesy beztlenowego oczyszczania w reaktorze UASB dokonali Britz i wsp. [2]. Wykorzystali oni ścieki z przetwórnicy owoców, obciążone głównie węglowodanami. Eksperyment dowiódł, że niski odczyn ścieków surowych nie powoduje drastycznego obniżenia odczynu w reaktorze, zatem ścieki o współczynniku pH równym 5 mogą być poddawane oczyszczaniu bez korekty odczynu.

4. Podsumowanie

Przeprowadzone badania udowodniły, iż ogrzewanie mikrofalowe w sposób idealny nadaje się do utrzymania stałej wysokiej temperatury we wnętrzu reaktora fermentacyjnego. Umożliwia ono uzyskanie pełnej kontroli nad warunkami termicznymi w reaktorze. Biorąc pod uwagę sposób dostarczania promieniowania przy wykorzystaniu falowodu, którego zakończenie może znajdować się bezpośrednio w ogrzewanym medium eliminuje się utrudnienia związane z zapychaniem i zarastaniem wymienników ciepła czy niepotrzebne straty energii. Zastosowanie mikrofal pozwala kierować energią bezpośrednio do miejsca, gdzie jest ona najbardziej pożądana.

Badania udowodniły, pozytywny wpływ zastosowania promieniowania mikrofalowego na uzyskiwane efekty końcowe. Zjawisko to było szczególnie istotne w przypadku prowadzenia procesu w zakresie stosowanych obciążeń od $1,0 \text{ g ChZT} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ do $2,0 \text{ g ChZT} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, testowanie wyższych obciążeń eksploatowanych komór ładunkiem zanieczyszczeń spowodowało, iż uzyskiwane efekty technologiczne były porównywalne niezależnie od wariantu.

Elementem, który w największym stopniu decydował o uzyskiwanych efektach technologicznych notowanych w tej części eksperymentu było zastosowane obciążenie reaktorów ładunkiem wprowadzonych związków organicznych. Wysoką skuteczność usuwania związków organicznych oraz wydajność wytwarzanego biogazu notowano w zakresie testowanych obciążeń od $1,0 \text{ g ChZT} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ do $3,0 \text{ g ChZT} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. Istotne zahamowanie procesu beztlenowej degradacji odpadów poubojowych stwierdzono w trakcie testowania obciążeń powyżej $4,0 \text{ g ChZT} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ niezależnie od stosowanego rozwiązania technologicznego.

Literatura

1. **Banik S., Bandyopadhyay S., Ganguly S., Dan D.:** *Effect of microwave irradiated Methanosarcina barkeri DSM-804 on biomethanation.* Biore-source Technology. 97 (6), 819-823, 2006.
2. **Britz T., Trnovec W., Fourie P.C.:** *Influence of retention time and influent pH on the performance of an UASB treating cannery wastewaters.* Int. J Food Sci. and Technol. 35 (26), 267-274, 2000.
3. **Dinsdale R.M., Hawkes F.R., Hawkes D.L.:** *Comparison of mesophilic and thermophilic upflow anaerobic sludge blanket reactors treating instant coffee production wastewater.* Wat. Res. 31 (1), 163-169, 1997.
4. **Haque K. E.:** *Microwave energy for mineral treatment processes. A brief review.* Int. J. Miner. Process. 57, 1-24, 1999.
5. **Lepisto R., Rintala J.:** *Extreme thermophilic (70°C), VFA-fed UASB reactor: performance, temperature response, load potential and comparison with 35 and 55°C UASB reactors.* Wat. Res. 33 (14), 3162-3170, 1999.
6. **Parker M.C., Besson T., Lamare S., Legoy M.D.:** *Microwave radiation can increase the rate of enzyme catalysed reaction in organic media.* Tetrahedron Letters. 37 (46), 8383 – 8386, 1996.
7. **Ponne C. T., Bartels P.:** *Interaction of electromagnetic energy with biological material – relation to food processing.* Radiat. Phys. Chem. 45 (4), 591-607, 1995.
8. **Standish N., Worner H.K., Obuchowski D.Y.:** *Particle size effect in microwave heating of granular materials.* Powder Technology. 66, 225-230, 1991.
9. **Thostenson E.T., Chou T.-W.:** *Microwave processing: fundamentals and applications.* Composites. A 30, 1055-1071, 1999.

10. Zieliński M., Krzemieniewski M.: *Effect of microwave radiation on biomass growth in a reactor with a biological membrane*. Pol. J. Env. Stud. 17 (2), 503-515, 2004.

Effect of Microwave Radiation on Post-slaughter Waste Methane Fermentation in Thermophilic Conditions

Abstract

This study analysed the possibility of applying electromagnetic microwave radiation to stimulate the temperature conditions in the process of anaerobic decomposition and the effect of the selected technological solutions on the final results. The experiments were divided into two stages. In the first experiment, the reactors were placed inside a thermostating chamber where the required thermal conditions were achieved with a set of heaters. In the second stage, the system was heated with microwave radiation. The analyses have proved the positive effect of microwave radiation on the final results, both in terms of the efficiency of organic matter degradation and the composition of the biogas produced in the process. However, loading the reactors with organic matter was the major deciding factor in terms of the technological effect of the process.

This study has shown that microwave heating is perfectly suitable for maintaining a high temperature inside a fermentation reactor. It makes it possible to fully control the thermal conditions inside the reactor. Supplying the radiation by a waveguide, whose tip is situated directly in the heated medium, eliminates the problems of clogging or overgrowing heat exchangers or energy waste. Owing to the application of microwaves, energy can be supplied exactly where it is most needed. The study has demonstrated the positive effect of microwave radiation on the final results achieved in the experiment. This was especially important when the process was carried out with loads ranging from $1.0 \text{ g COD} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ to $2.0 \text{ g COD} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$; tests conducted with higher loads of impurities showed that the effects were comparable, regardless of the stage.

The technological effects in this part of the experiment were affected to the greatest extent by the load of organic matter supplied to the reactor. High effectiveness of organic matter removal and the productivity of biogas was recorded within the range of load from $1.0 \text{ g COD} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ to $3.0 \text{ g COD} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. Significant inhibition of anaerobic degradation of post-slaughter waste was recorded with the loads exceeding $4.0 \text{ g COD} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ regardless of the technological solution applied.



Stan ekologiczny wód Kanału Radackiego na podstawie wskaźników i indeksów biotycznych

*Magdalena Lampart-Kałużniacka, Marta Konieczna,
Katarzyna Pikula
Politechnika Koszalińska*

1. Wstęp

Od momentu przyjęcia przez Parlament Europejski Ramowej Dyrektywy Wodnej, kraje członkowskie zobowiązały się do 2015 roku osiągnąć dobry stan wód. Także Polska od dnia przystąpienia do UE stara się podejmować wszelkie działania wpływające korzystnie na ekosystemy wodne. Jednocześnie zgodnie z wytycznymi niniejszej dyrektywy, badania dotyczące oceny stanu ekologicznego wód w naszym kraju prowadzone są nie tylko z wykorzystaniem parametrów fizyczno-chemiczne lecz także w oparciu o czynnik biotyczny, do których należą: fitoplankton, makrofity, ichtiofauna oraz makrozoobentos [4]. Większość państw Europy Zachodniej stosuje wymienione grupy w celu określania stopnia eutrofizacji, za którą z kolei w większości przypadków odpowiada człowiek [10].

W skład bentosu wchodzi m.in. skąposzczety, pijawki, skorupiaczki, małże, ślimaki oraz larwy owadów. Związane są one ze strefą denną zbiorników. Z ekologicznego punktu widzenia, organizmy te występują jako konsumenci autochtonicznej materii organicznej wytworzonej przez producentów oraz allochtonicznej – akumulowanej na dnie, która prze-

ważnie pochodzi z działalności człowieka. Same zaś są pokarmem dla ryb i niektórych ptaków [2, 18, 23]. Niewątpliwą zaletą fauny dennej jest możliwość wykorzystania jej do oceny jakości wód, ponieważ posiadają cechy organizmu wskaźnikowego tj.: licznie występują w środowisku, posiadają długi cykl życiowy, są dość łatwe do oznaczenia taksonomicznego, nie wykazują dużej zmienności osobniczej, mają wąski zakres wymagań ekologicznych a tym samym ich występowanie jest uwarunkowane różną trofią wód [14].

W celu dokonania oceny jakości wód za pomocą makrozoobentosu, powstało wiele różnych klasyfikacji. Pierwsze metody opracowane były już na początku XX wieku. Obecnie na całym świecie wprowadza się nowe systemy, które stosowane są często tylko w konkretnych krajach bądź regionach. Wynika to ze specyfiki lokalnych uwarunkowań środowiskowych oraz indywidualnego podejścia hydrobiologów.

Skutkiem nadmiernej antropopresji jest pogarszanie się jakości wód. Przykładem takiego ekosystemu może być Jezioro Trzesiecko, którego stan znacznie pogorszył się od 2002 roku. Według wstępnych analiz, głównym źródłem zanieczyszczeń tego zbiornika był Kanał Radacki. W wodach tego ciekę stwierdzono duże ilości substancji biogennych spływających ze zlewni [8, 16, 17].

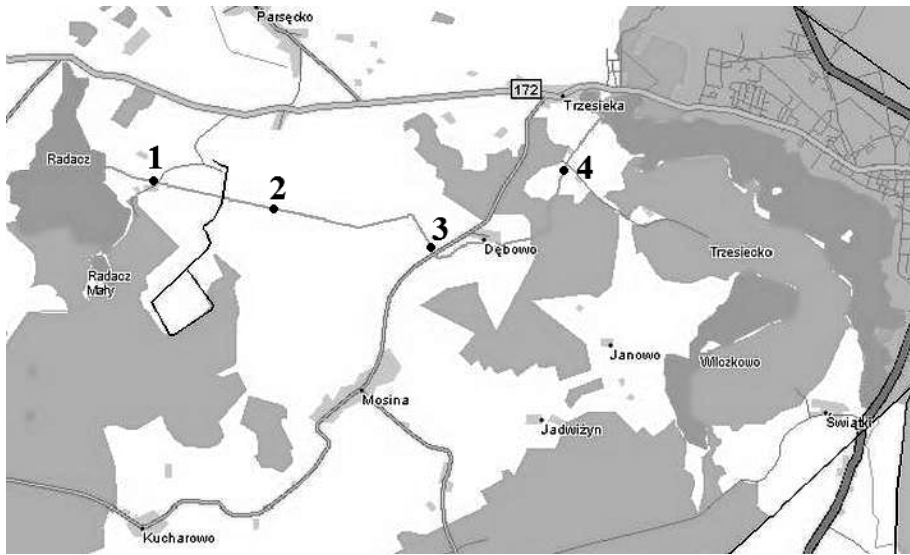
Nienajlepsza kondycja Jeziora Trzesiecko skłoniła do podjęcia badań, prowadzących do oceny jakości wód Kanału Radeckiego, z wykorzystaniem makrofauny dennej. Przeprowadzono więc analizy składu jakościowego i ilościowego poszczególnych taksonów, co dało podstawę do wyznaczenia indeksów biotycznych. W przeprowadzonych badaniach posłużono się czterema, często wykorzystywanymi w Polsce wskaźnikami (TBI, BMWP-PL, saprobowym S i EPT) [2]. Jednocześnie dla uzyskania pełniejszego obrazu stanu środowiska otrzymane wartości indeksów biotycznych odniesiono do analiz fizyczno-chemicznych ciekę.

2. Materiały i metody

Poboru prób dokonano w 2006 roku wzdłuż Kanału Radackiego, położonego w Obszarze Chronionego Krajobrazu Pojezierza Drawskiego. Jego początkiem jest Jezioro Radacz, któremu zawdzięcza on swoją nazwę. Ciek ten uchodzi do Jeziora Trzesiecko, położonego w gminie Szczecinek. Długość kanału wynosi 7,2 km, przy średnim spadku 0,3÷0,4‰. Zlewnia ma charakter rolniczy i stanowi ją obszar o po-

wierzchni 103,7 km². Znaczną jej część zajmują pola uprawne oraz łąki. W końcowym odcinku zmienia się ona w typowo leśną [14].

Materiał do analiz pobrano z czterech stanowisk (rysunek 1).



Rys. 1. Rozmieszczenie stanowisk badawczych
Fig. 1. The comparison of research sites

Istotnym faktem przy wyborze tych miejsc, było zróżnicowanie siedlisk pod względem parametrów biologicznych, chemicznych i hydromorfologicznych. Charakterystyka poszczególnych stanowisk przedstawiona została w tabeli 1.

Każdorazowo pobierano cztery próby ilościowe i jedną jakościową za pomocą siatki bentosowej o średnicy oczek 0,5 mm i powierzchni 400 cm². Pozyskany materiał umieszczany był we wcześniej opisanym i przygotowanym pojemniku, w którym organizmy konserwowane były 4% roztworem formaliny. Łącznie pobranych zostało 60 prób. W laboratorium materiał biologiczny był segregowany i określano jego skład taksonomiczny. W celu określenia biomasy organizmy zostały wysuszone i zważone. Przedstawiciele Gastropoda i Bivalvia ważono z muszlami.

Do oceny stanu ekologicznego badanego cieku wykorzystano indeksy biotyczne takie jak: TBI, BMWP-PL oraz wskaźniki: saprobowy S i EPT [2].

Tabela 1. Charakterystyka stanowisk poboru prób**Table 1.** Characteristics of research sites

Numer stan.	Data poboru	Szerokość koryta [m]	Brzegi	Uwagi
1	26.IV.2006 12.07.2006 13.IX.2006	2	wysokie, strome skarpy porośnięte trawami wraz z pojedynczymi drzewami	- dno piaszczysto-kamieniste - nurt szybki
2	26.IV.2006 12.07.2006 13.IX.2006	4	łagodne, porośnięte roślinnością łąkową, brak drzew	- dno muliste, przy brzegach piaszczyste - nurt powolny
3	26.IV.2006 12.07.2006 13.IX.2006	3	strome, wzmocnione faszyną, po obu stronach kanału łąki oraz nieliczne pola uprawne	- dno piaszczyste, pokryte roślinnością - sezonowe wahania poziomu wody - nurt bystry
4	26.IV.2006 12.07.2006 13.IX.2006	4	brzegi silnie zarośnięte drzewami i krzewami	- dno piaszczysto-żwirowe - nurt szybki

Wskaźnik BMWP-PL (Biological Monitoring Working Party przystosowany do warunków polskich) oparty jest o występowanie 89 rodzin, którym przypisana jest różna wartość punktowa. W celu wyznaczenia wartości indeksu sumuje się punkty uzyskane dla poszczególnych rodzin występujących na danym stanowisku.

Indeks TBI (Trent Biotic Index) został opracowany na potrzeby analizy bentologicznej rzeki Trent. Opiera się on o występowanie różnych grup taksonomicznych w kolejności od najbardziej wrażliwych do najbardziej odpornych na zanieczyszczenia. Im również, podobnie jak w przypadku indeksu BMWP-PL przypisuje się wartość punktową, potrzebną do wyznaczenia stanu ekologicznego.

Wskaźnik saprobowy S według listy SEW (Śladecka) liczony metodą Pantala i Bucka wg wzoru:

$$S = \Sigma(h_i \cdot S_i) / \Sigma h_i$$

gdzie:

S – wskaźnik saprobowy,

h_i – obfitość gatunku „i”,
 S_i – wartość saprobowa „i”-tego gatunku.

Wskaźnik EPT wyznaczany jest jako stosunek liczby jętek (Ephemeroptera), widelnic (Plecoptera) i chruścików (Trichoptera) do wszystkich występujących na danym stanowisku taksonów. Nie określa on konkretnie stanu ekologicznego środowiska, lecz przyjmuje się założenie, że im wyższa wartość tego wskaźnika tym lepsza jest jakość wody. Wynika to z faktu występowania wyżej wymienionych rodzin w środowiskach mało zanieczyszczonych.

Równoległe do badań makrofauny Kaczmarek [6] prowadził analizy parametrów fizyko-chemicznych, których rezultaty przedstawione zostały w tabeli 2.

3. Wyniki i dyskusja

W prowadzonych badaniach łącznie zidentyfikowano 10155 organizmów. Prawie we wszystkich notowano obecność następujących taksonów: Chironomidae, Oligochaeta, *Limnephilus*, *Sphaerium*, *Pisidium*, *Bithynia* i *Asellus*.

Największą liczbę organizmów stwierdzono 13 września na stanowisku 3, a najmniejszą w próbie pobranej w tym samym terminie na stanowisku 4. Jednocześnie stanowisko 3 charakteryzowało się największą liczebnością w każdym badanym miesiącu (Rys. 2).

Podobnie jak w przypadku liczebności, największe zagęszczenie odnotowano również na stanowisku 3. Nieco mniejsze wartości uzyskano dla stanowiska 2 i 4 (Rys. 3). Średnie zagęszczenie osobników w próbach wyniosło 3385 szt./m².

Zdecydowanie najwyższą wartość biomasy (340,32 g/m²) uzyskano we wrześniu na stanowisku 1, dzięki skójce (*Unio* sp.) o masie 158,600 g/m². Natomiast średnia biomasa osobników w próbach wyniosła 140,327 g/m².

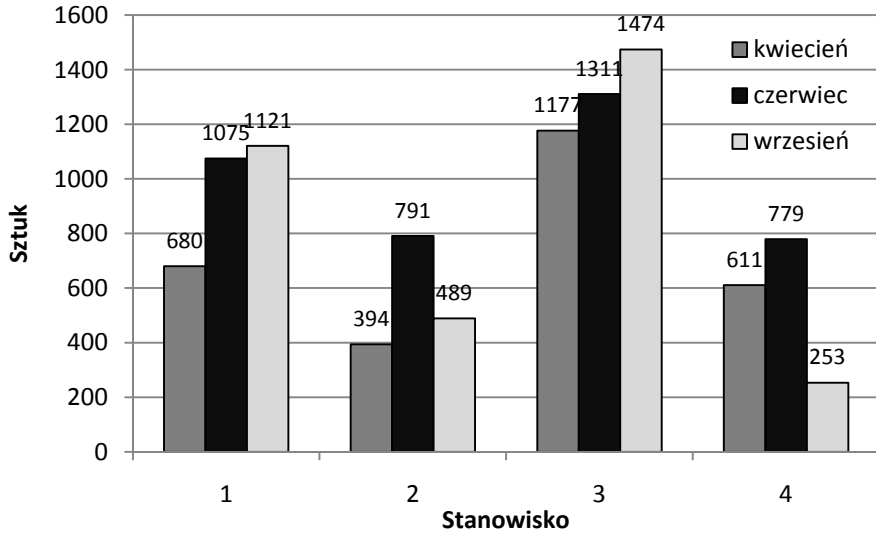
Na stanowisku 1 zaobserwowano znaczną liczebność, zagęszczenie i biomasę organizmów. Średnie zagęszczenie wyniosło 3835 [szt./m²]. W sumie oznaczono tam 29 taksonów. Wartości wyznaczonych indeksów biotycznych wskazywały głównie na stany: dobry i umiarkowany (tab. 3).

Tabela 2. Wyniki analiz fizyko-chemicznych wody [6]
Table 2. Results of physico-chemical water analysis [6]

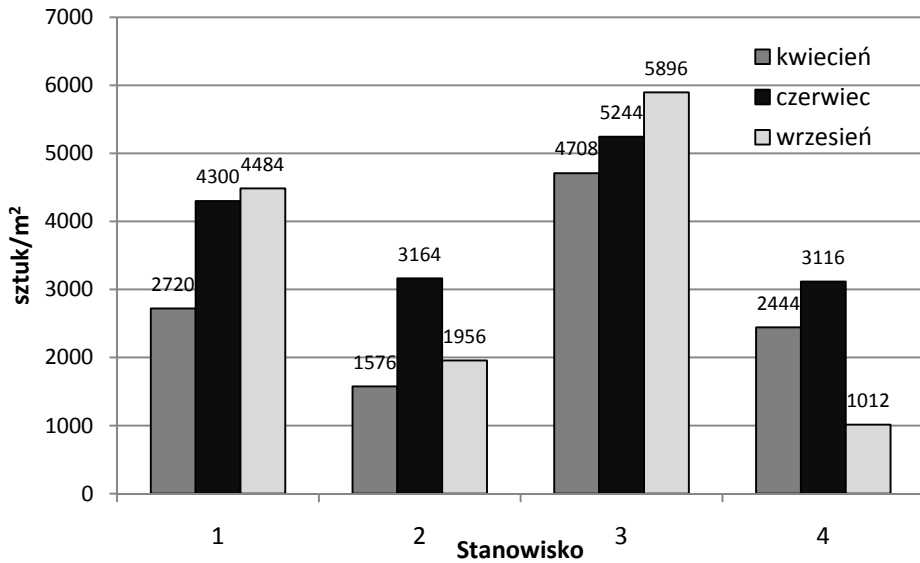
Parametr	Data				26.IV.2006				12.07.2006				13.IX.2006			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
temperatura	Stanowisko				10,4	10,5	10,8	10,5	19	21,8	18	19,5	12,4	14,6	13	13
tlen	°C				13,2	12,5	12,9	10,2	6,26	3,86	9,58	8,4	4,63	4,01	7	6,13
	mg O ₂ /dm ³				119,0	113,3	110,8	94	68,4	42,8	102,5	93,5	44,6	39	67	57
pH	%				7,9	7,5	7,4	8,0	7,6	7,4	7,9	8,1	7,8	7,6	7,9	8,1
przewodność	µS/cm				218	231	244	277	448	556	507	479	360	555	570	522
TDS	mg/dm ³				153	162	171	194	314	389	355	335	252	389	399	365
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³				3,6	3,6	5,5	3,9	3,2	4,1	2,6	3,1	1,5	2,6	1,9	2,1
PO ₄	mg PO ₄ /dm ³				0,267	0,065	0,079	0,079	0,335	0,375	0,362	0,494	0,265	0,326	0,359	0,235
	mg P/dm ³				0,087	0,021	0,026	0,026	0,109	0,122	0,118	0,161	0,086	0,106	0,117	0,077
P _{og}	mg PO ₄ /dm ³				0,321	0,494	0,445	0,321	0,405	0,635	0,563	0,554	0,309	0,563	0,452	0,326
	mg P/dm ³				0,105	0,161	0,145	0,105	0,132	0,207	0,184	0,181	0,101	0,184	0,147	0,106
NO ₃	mg NO ₃ /dm ³				0,659	0,061	0,639	0,211	0,201	0,746	0,346	0,390	0,236	0,358	0,234	0,154
	mg N-NO ₃ /dm ³				0,149	0,014	0,144	0,048	0,045	0,169	0,078	0,088	0,053	0,081	0,053	0,035

Tabela 2. cd.
Table 2. cont.

Parametr	Data	26.IV.2006				12.07.2006				13.IX.2006			
		1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
NO ₂	Stanowisko	0,466	0,529	0,585	0,562	1,071	0,739	0,519	0,772	0,148	0,227	0,167	0,076
	mg NO ₂ /dm ³	0,142	0,161	0,178	0,171	0,326	0,225	0,158	0,088	0,045	0,069	0,051	0,023
	mg N-NO ₂ / dm ³	0,192	0,255	0,279	0,193	0,451	0,474	0,645	0,268	0,324	0,356	0,237	0,247
NH ₄	mg NH ₄ /dm ³	0,149	0,198	0,217	0,150	0,350	0,368	0,501	0,208	0,252	0,276	0,184	0,192
	mg N/dm ³	1,3	1,1	1,9	1,2	2,3	3,2	2,2	3,2	2,6	3,2	2,2	2,5
N _{min}	mg N/dm ³	0,44	0,373	0,539	0,69	0,721	0,762	0,737	0,531	0,35	0,426	0,288	0,25
chlorofil	µg/dm ³	34	13	15	8	1	2	1	16	0	4	0	2



Rys. 2. Liczebność organizmów na poszczególnych stanowiskach
Fig. 2. Number of macrozoobentos organisms at research sites



Rys. 3. Zagęszczenie organizmów na poszczególnych stanowiskach
Fig. 3. Density of macrozoobentos organisms at research sites

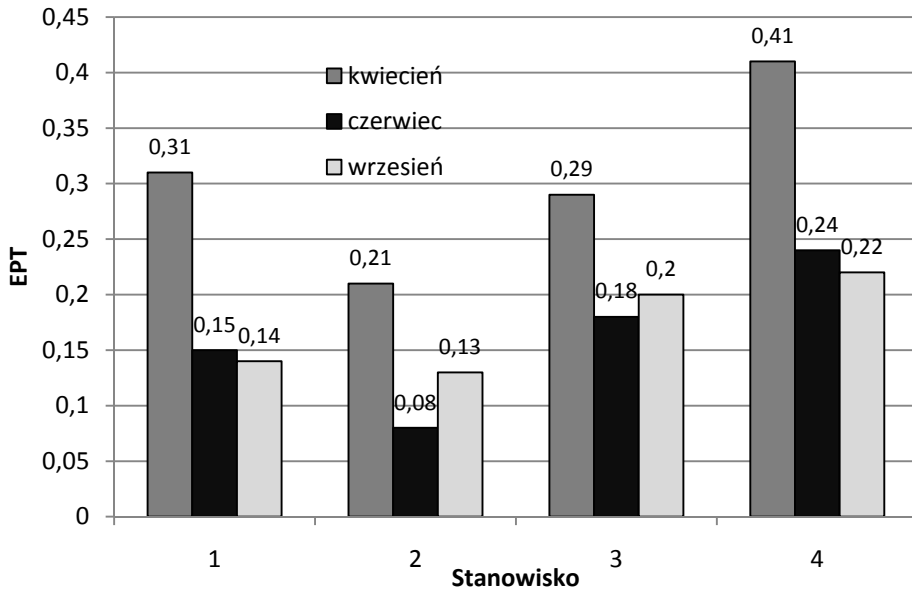
Tabela 3. Stany ekologiczne wód na poszczególnych stanowiskach
Table 3. Ecological states of water at individual research sites

Stanowisko	Data	TBI	BMWP-PL	Saprobowy S
1	26 kwietnia	umiarkowany	umiarkowany	umiarkowany
	12 lipca	dobry	dobry	umiarkowany
	13 września	dobry	dobry	umiarkowany
2	26 kwietnia	dobry	umiarkowany	umiarkowany
	12 lipca	dobry	umiarkowany	umiarkowany
	13 września	dobry	umiarkowany	umiarkowany
3	26 kwietnia	dobry	bardzo dobry	umiarkowany
	12 lipca	bardzo dobry	dobry	dobry
	13 września	dobry	dobry	dobry
4	26 kwietnia	dobry	dobry	umiarkowany
	12 lipca	bardzo dobry	dobry	umiarkowany
	13 września	dobry	umiarkowany	umiarkowany

Wskaźnik EPT zdecydowanie najwyższy był wiosną (0,31), a w późniejszych terminach utrzymywał się na niemal jednakowym poziomie. Było to spowodowane korzystnym stosunkiem liczby taksonów preferowanych przy obliczaniu tego wskaźnika (5) do wszystkich zidentyfikowanych w próbie (16) w okresie wiosennym. W późniejszych terminach, oznaczono większą liczbę nieuwzględnianych w przeliczeniach organizmów, co przyczyniło się do spadku korzystnej wartości wskaźnika EPT (Rys. 4). W porównaniu do pozostałych miejsc poboru prób, na stanowisku 1 odnotowano najniższą wartość wskaźnika TBI. W kwietniu wyniosła ona 6, co odpowiadało poziomowi umiarkowanemu. Dopiero w lipcu i we wrześniu indeksy TBI dla tego miejsca osiągnęły górną granicę stanu dobrego. Pokrywało się to z oceną stanu ekologicznego wyznaczonego na podstawie wskaźnika BMWP-PL. Jedynie wskaźnik saprobowy potwierdzał występowanie na tym stanowisku stanu umiarkowanego, przez cały okres badań. W punkcie tym wyraźnie dominowały taksony, którym przypisuje się wysoką wartość saprobową m.in. *Chironomus* sp., *Asellus aquaticus* oraz *Helobdella stagnalis*. Kolkwitz zauważył, że dominacja *Asellus aquaticus* wiążąca się ustępowaniem gatunku

Gammarus pulex, co miało miejsce na tym stanowisku – świadczą o pogarszaniu warunków i o obecności zanieczyszczeń organicznych w środowisku [21, 12].

Wyniki badań uzyskane dla stanowiska 2, wskazywały na panujące tam najbardziej niekorzystne warunki. Na stanowisku tym odnotowano mniejszą liczebność oraz różnorodność gatunkową (20 taksonów). Średnie zagęszczenie organizmów wyniosło 2232 [szt./m²]. Na podstawie wskaźnika EPT stwierdzono występowanie gorszych warunków dla bytowania wymagających organizmów, takich jak Ephemeroptera, Plecoptera, i Trichoptera (Rys. 4). W przeciwieństwie do stanowiska 1 wskazania uzyskane na podstawie indeksów TBI i BMWP-PL były różne. Pierwszy z nich utrzymywał się na poziomie dobrym, natomiast drugi na poziomie umiarkowanym. Indeks BMWP-PL uznawany jest za najlepszy wskaźnik służący do opisu stanu ekologicznego z wykorzystaniem makrofauny dennej [11, 13]. W przypadku indeksu TBI nie bierze się pod uwagę względnego zagęszczenia organizmów, co było przyczyną jego krytyki. Natomiast przypadkowe pojawienie się dryfującego organizmu może przyczynić się do przypisania mu niewłaściwego stanu środowiska [4, 5]. Wskaźnik saprobowy również wskazał stan umiarkowany, do wyznaczenia którego przyczyniła się dominacja Oligochaeta i Chironomidae, które charakterystyczne są dla środowisk silnie zeutrofizowanych i posiadających ubogie warunki środowiskowe [19]. Do podobnych wniosków doszła Celińska-Spodar [12], jednak w przypadku badanej przez nią rzeki Dzierżęcinki główną przyczyną zanieczyszczenia była bliskość centrum miasta i związane z tym przekształcenia środowiska. Otoczenie Kanału Radackiego na stanowisku drugim to przede wszystkim łąki. Łagodne skarpy i brak drzew znacząco wpływają na zwiększenie spływu powierzchniowego i możliwość wnoszenia ładunków substancji biogennej do cieków [1]. Powolny nurt wody sprzyja także zwiększonej akumulacji zarówno materii organicznej i nieorganicznej, które mogą wpływać na zmianę warunków fizyko-chemicznych. Taksony występujące na tym stanowisku, takie jak: Oligochaeta, Chironomidae, *Sphaerium*, *Pisidium* są charakterystycznymi mieszkańcami dna mulistego [15, 20].



Rys. 4. Wartości wskaźnika EPT dla poszczególnych stanowisk
Fig. 4. EPT values comparison for individual research sites

Najbardziej różnorodnym pod względem biologicznym było stanowisko 3. Oznaczono na nim aż 30 taksonów. Na atrakcyjność tego środowiska mogła mieć wpływ obecność roślinności wodnej, która przyczyniła się do urozmaicenia warunków abiotycznych (kryjówek, miejsca rozrodu) oraz stanowiła dodatkowe źródło pokarmu, np. dla licznie występujących na tym stanowisku gatunków ślimaków [20]. Uregulowanie koryta wymusiło przyspieszony przepływ w stosunku do poprzedniego stanowiska, co wpłynęło na polepszenie warunków tlenowych i zmniejszenie akumulacji substancji spływających ze zlewni. Wpływ tych czynników na bioróżnorodność miał swoje odzwierciedlenie w wysokich wartościach indeksu BMWP-PL. Wskazał on na stan dobry w lipcu i we wrześniu i bardzo dobry w kwietniu (tab. 3). Według wskaźnika TBI stan wody w tym miejscu osiągnął wartości dobre w kwietniu i we wrześniu, a w lipcu nawet bardzo dobre. Średnie zagęszczenie organizmów wyniosło 5283 [szt./m²]. Wartości wskaźnika EPT były nieco niższe od tych osiągniętych na stanowisku 4. Podobnie jak w przypadku innych miejsc, wartość EPT była najwyższa w okresie wiosennym. Na tym stanowisku

zanotowano także najkorzystniejsze wartości wskaźnika saprobowego S, które w lipcu i wrześniu zakwalifikowały te stanowisko jako posiadające stan dobry, a w kwietniu – umiarkowany.

Stanowisko 4 odznaczało się mniejszą liczebnością, zagęszczeniem oraz biomasą w porównaniu ze stanowiskami 1 i 3, ale nieco większą od stanowiska 2. Łącznie oznaczono na nim 25 taksonów. Ich średnie zagęszczenie wyniosło 2191 [szt./m²]. Wartości stanów ekologicznych w poszczególnych miesiącach zbliżone były do uzyskanych na stanowisku 1. W punkcie tym stwierdzono wyraźną przewagę ilościową larw owadów, a w szczególności gatunku *Ephemera vulgata*, charakterystycznego dla podłoża piaszczystych i gliniastych [15]. Dopiero w ostatnim terminie badań uzyskano niższe wskazania indeksów biotycznych. Odpowiedzialny był za to cykl życiowy dominujących na tym stanowisku owadów. We wrześniu – pokolenie letnie dopiero się rozwija, natomiast największe zagęszczenie owadów wodnych notowane jest późną jesienią [20]. Pomimo mniejszej liczebności organizmów niż na innych stanowiskach, zanotowano na nim najwyższe wartości wskaźnika EPT. Świadczyło to o korzystnym stosunku ilościowym – wrażliwych na zanieczyszczenia gatunków do wszystkich taksonów w próbie. W punkcie tym odnotowano także, najwyższe spośród wszystkich stanowisk wartości TBI, które klasyfikowały stan tego miejsca jako dobry oraz bardzo dobry. Korzystne dla stanu środowiska było także otoczenie stanowiska 4. Lasy i zakrzewienia znacznie przyczyniają się do ograniczenia spływu powierzchniowego i zmniejszenie dopływu biogenów [1]. Wskaźnik BMWP-PL, tak jak w przypadku większości prób mieścił się w granicach stanu umiarkowanego i dobrego. Podobnie uśrednione wartości wszystkich prób uzyskano dla wskaźnika saprobowego, który utrzymywał się dla tego stanowiska na poziomie umiarkowanym.

Życie wszystkich organizmów jest silnie uzależnione od warunków panujących w środowisku. Na występowanie niektórych grup wpływ mogły mieć czynniki takie jak: temperatura, pH, stężenie rozpuszczonego tlenu oraz substancji biogennych, dlatego uzyskane wyniki badań bentosu, odniesione zostały do badań fizyczno-chemicznych [6, 7].

Najwyższą temperaturę wody na wszystkich stanowiskach zanotowano w lipcu. Na stanowisku 2 osiągnęła ona wartość 21,8°C. Najniższe temperatury występowały na stanowiskach 3 i 4. W badanym cieku nie stwierdzono drastycznych wahań tego parametru. Nie można więc

stwierdzić, iż temperatura była bezpośrednim czynnikiem ograniczającym występowanie określonych gatunków. Zmiana tego czynnika mogła pośrednio wywrzeć wpływ na organizmy. Wzrost temperatury powoduje bowiem zwiększenie tempa przebiegu procesów biochemicznych, a to z kolei skutkuje zwiększeniem zużycia tlenu. Ponadto, ze wzrostem temperatury maleje rozpuszczalność tlenu w wodzie, a to mogło bezpośrednio wpłynąć na warunki życiowe bytujących tam organizmów [1, 22].

Tlen rozpuszczony osiągnął najwyższe wartości w kwietniu. Było to związane ze stosunkowo niską temperaturą wody o tej porze roku. Najniższe wartości, w porównaniu do innych stanowisk, odnotowano na stanowisku 2 [6]. Od czerwca do października, wartości te oscylowały między IV a V klasą jakości wody (zgodnie z nieaktualną normą). Stanowisko 2 było także jedynym miejscem, na którym nie odnotowano wrażliwych na niedobory tlenu larw owadów, co wiązało się z niskimi wskazaniami indeksów biotycznych.

Analiza wartości poszczególnych form azotu i fosforu, wskazała na brak zdecydowanych różnic pomiędzy poszczególnymi stanowiskami. Azot całkowity, azotany oraz azot amonowy mieścił się w granicach (nieaktualnej) II klasy czystości wody. Jedynie w przypadku azotynów, od czerwca do sierpnia, wystąpiły niepokojące wartości, które przekroczyły $1 \text{ mg NO}_2/\text{dm}^3$ [6]. Rozkład wartości fosforanów w Kanale Radackim zbliżony był do innych cieków. W okresie wiosennym uzyskane stężenia były niewielkie, na początku lata następował ich gwałtowny wzrost wartości, a następnie stopniowe zmniejszenie stężenia badanego pierwiastka.

Badania pH także nie wykazały negatywnego wpływu tego parametru na faunę denną. Uzyskane wartości pH mieściły się w przedziale od 7,3 do 8,1. Według Gomółki [3], wartości pH dla większości niezanieczyszczonych wód rzecznych mieszczą się latem w granicach 7,6 do 9,0.

Zaobserwowane zmiany grup organizmów wskaźnikowych korespondowały ze zmianami chemicznymi środowiska wodnego, ale nie pokrywały się z nimi całkowicie. „Badania chemiczne i biologiczne wód dają zgodne wyniki w skrajnych przypadkach – w wodach silnie zanieczyszczonych i najczystszych” [19]. Na podstawie badań bezkręgowców makrozoobentosowych można określić długoterminowy obraz ekosystemu, podczas gdy badania fizykochemiczne ukazują chwilowe zmiany parametrów [19].

Należy podkreślić, iż były to pierwsze badania tego ciekę wykorzystujące organizmy bentosowe. Nie ukazują one zmian zachodzących w ekosystemie. Aby móc je określić w konieczne są badania długoterminowe. Niewątpliwie przeprowadzone badania pozwoliły w przybliżony sposób określić stan ekologiczny badanego ciekę. Jest to o tyle istotne, ponieważ wcześniejsze badania Kanału Radckiego wykazały, że ciek ten miał największy udział we wprowadzaniu ładunku nutrientów i zanieczyszczeń do Jeziora Trzesiecko. To z kolei spowodowało pogarszanie się jego stanu wód, co skutkowało od 2002 roku notowaniem masowego rozwój fitoplanktonu, w tym szczególnie niebezpiecznych dla zdrowia – sinic.

Literatura

1. **Allan J. D.:** *Ekologia wód płynących*. PWN, Warszawa, 1998.
2. **Błachuta J., Żurawska J., Brzostek-Nowakowska J., Martynko-Pluta E., Miluch J., Kassyk W., Wierzchowska E., Berendt I., Zakościelna A.:** *Raport. Monitoring wód powierzchniowych województwa zachodniopomorskiego. Makrozoobentos*. Maszynopis 2002.
3. **Gomółka E., Szaynok A.:** *Chemia wody i powietrza*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 1997.
4. **Gorzel M., Kornijów R.:** *Biologiczne metody oceny jakości wód rzecznych*. W: *Kosmos – problemy nauk biologicznych*. Numer 2. Tom 53, 2004.
5. **Grzybkowska M.:** *Makrobezkręgowce w ocenie jakości wody rzek*. W: *Ochrona środowiska i żywych zasobów przyrody*. Wybrane zagadnienia. Olaczek R. i Warcholińska A.W. (red) Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego. Łódź, 1999.
6. **Kaczmarek F.:** *Złożenia teoretyczno-projektowe do renaturyzacji kanału Radackiego w celu ograniczenia spływu biogenów do jeziora Trzesiecko*. Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej, Katedra Biologii Środowiskowej. Koszalin, 2007.
7. **Kajak Z.:** *Hydrobiologia – limnologia*. PWN, Warszawa, 1998.
8. **Kobylacki M.:** *Zmiany ekologicznego stanu jakości wód jeziora Trzesiecko pod wpływem zastosowanej metody rekultywacji poprzez napowietrzanie metodą pulweryzacyjną*. Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej, Katedra Biologii Środowiskowej. Koszalin, 2006.
9. **Kołodziejczyk A., Koperski P., Kamiński M.:** *Klucz do oznaczania słodkowodnej makrofauny bezkręgowej dla potrzeb bioindykacji stanu środowiska*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa, 1998.

10. **Korycińska M., Królak E.:** *The Use of Various Biotic Indices for Evaluation of Water Quality in the Lowland Rivers of Poland (Exemplified by the Liwiec River)*. Polish Journal of Environmental Studies Vol. 15, No. 3. 2006.
11. **Kownacki A., Soszka H., Flaituch T., Kudelska D.:** *The ecological assessment of River quality In Poland on the basis of communities of benthic invertebrates.* W: *River biomonitoring and benthic invertebrates communities* Kownacki A., Soszka H., Flaituch T., Kudelska D. (red). W.Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Warszawa-Kraków, 2003.
12. **Lampart-Kaluźniacka M., Celińska-Spodar A.:** *Monitoring miejskiego odcinka Dzierżęcinki z wykorzystaniem makrobentosu w celu renaturyzacji koryta rzeki*. Rocznik Ochrona Środowiska 10/2008, Koszalin, 2008.
13. **Lampart-Kaluźniacka M, Zdoliński P., Chrzanowski K., Górajek A., Masian P.:** *Assesment of Quality of Various Water Types Based on Macrobenthic Bioindicators*. Rocznik Ochrona Środowiska 11/2009, Koszalin, 2009.
14. Materiały niepublikowane Zarządu Melioracji i Urządzeń Wodnych Województwa Zachodniopomorskiego w Szczecinie. Rejonowy oddział w Koszalinie.
15. **Mikulski J.S.:** *Biologia wód śródlądowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 1974.
16. **Piesik Z.:** *Koncepcja rewitalizacji Jeziora Trzesiecko w Szczecinku w latach 2003-2006*. Maszynopis Urzędu Miasta w Szczecinku, 2003.
17. **Piesik Z., Poleszczuk G.:** *Możliwości rewitalizacji Jeziora Trzesiecko w Szczecinku*. V Konferencja Naukowo-Techniczna. Ochrona i rekultywacja jezior. Grudziądz 2004.
18. **Stańczykowska A.:** *Zwierzęta bezkręgowce naszych wód*. Wydawnictwa Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa, 1986.
19. **Stańczykowska A.:** *Ekologia naszych wód*. Wydawnictwa Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa, 1997.
20. **Starmach K., Wróbel S., Pasternak K.:** *Hydrobiologia : limnologia*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 1976.
21. **Turoboyski L.:** *Hydrobiologia techniczna*. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa 1979.
22. **Zimmerman, M.C.:** *The use of the biotic index as an indication of water quality*. In: *Tested studies for laboratory teaching, Volume 5. Proceedings of the 5th Workshop/Conference of the Association for Biology Laboratory Education (ABLE)*. Yale University, Dept. of Biology, 1993.
23. **Żmudziński L.:** *Hydrobiologia. Życie wód słodkich i morskich*. Wydawnictwo WSP w Słupsku, Słupsk, 1999

Ecological State of Water in Radacki Channel on the Basis of Biotic Indicators and Indexes

Abstract

The research was carried out done using benthic organisms in accordance to Frame Water Directive 2000/60/WE of European Parliament and Council from October 23rd 2000. One of its assumptions is to take into consideration abiotic and biotic factors during estimation of ecological state of waters, since only these give the full image of an examined environment.

Radacki Channel is located Zachodniopomorskie Province on the area of Protected Landscape of Drawa Lake District. This channel is the one of main tributaries to Trzesiecko Lake which is a tourist attractions in Szczecinek town.

The research was carried out from March to September 2006. Four research sites were appointed along the channel. In each of them samples were taken using the benthic net. There were four quantitative samples and one qualitative sample. Obtained organisms were preserved on the site and then determined in the lab in order to classify in accordance with given taxonomic units.

In order to estimate Radacki Channel water quality indexes like TBI (Trent Biotic Index), BNWP-PL (Biological Monitoring Working Party, for Poland), were used along with Saprobe Index S and EPT (Ephemeroptera-ephemerid, Plecoptera, Trichoptera). In addition number, density and biomass of ascertain taxons were analyzed.

Most of examined sides, on the basis of biotic indexes values, were found as ones in good ecological state. The best results were obtained in the third site, where the biggest biological diversity was found. The worst quality of water was found on site 2, where values of biotic indexes classified the quality of water as moderate.

Radacki Channel as a watercourse flowing into Trzesiecko Lake has a big influence on its waters. Determined species along with clean water on sites brings some optimism. But still not the whole watercourse had the good results. An evident decrease of water quality was found near arable fields and meadows. Configuration of the terrain in the area could cause decrease of water quality by runoff of biogenic substances from the surrounding reception basin which possibly affected the ecological state of both the Radacki watercourse and the Trzesiecko Lake.

It should be noted that these were the first studies using benthic organisms on Radacki Channel. They do not show changes in the ecosystem. In order to be able to identify those changes long-term studies are necessary.



Badania nad wielkością ziaren skrobi w różnych odmianach ziemniaka pod kątem możliwości zmniejszenia zanieczyszczenia środowiska wodnego odpadami produkcyjnymi

*Edward Ratuszniak, Aldona Kubas
Akademia Pomorska, Słupsk*

1. Wstęp

Eutrofizacja, jako proces wzbogacania wód w pierwiastki biogenne, nasila się zwykle w wyniku odprowadzania do nich słabo oczyszczonych ścieków, w tym ścieków przemysłowych [3]. Przemysł ziemniaczany wytwarza dużo ścieków mogących powodować zanieczyszczenia wód. Podstawowymi produktami przemysłu ziemniaczanego są: skrobia, susze i hydrolizaty (syropy skrobiowe i glukoza krystaliczna). Mączka ziemniaczana, będąca głównym produktem [1], to prawie czysta skrobia (krochmal), uzyskiwana w sposób mechaniczny.

W nowoczesnej krochmalni współczynnik wydobywania krochmalu z ziemniaków wysokoskrobiowych wynosi 90-93%. Reszta skrobi znajduje się w odpadach produkcyjnych, w tzw. wycierce i przechodząc do szlamów stanowi straty produkcyjne. Skrobia odpadowa stanowi 30-40% wycierki, w zależności od typu tarek. Pozostała część to nierozpuszczalne w wodzie substancje niekrochmalowe (celuloza, substancje azotowe, pektyny, białka, ligniny i tłuszcze), które decydują o stratach krochmalu podczas przerobu bulw ziemniaka. W toku produkcji w całości przechodzą one do wody sokowej, drugiego obok wycierki produktu odpadowe-

go w przemyśle krochmalniczym. W wyniku ich obecności, poprzez obniżenie napięcia powierzchniowego, sok komórkowy ma zdolność do pienienia się a powstająca piana unosi ze sobą małe ziarna skrobiowe powodując straty w produkcji i zatykanie przewodów odpływowych [6]. Powstawanie wycierki i dużej ilości wód sokowych w toku produkcji w przemyśle skrobiowym pozostaje nie bez wpływu na stan czystości wód i stopień ich eutrofizacji. Uznaje się przy tym, że największe straty skrobi podczas procesu technologicznego mają miejsce w przypadku skrobi drobnoziarnistej [6].

Ziarnistość skrobi, rozumiana jako procentowy udział frakcji o różnej wielkości ziaren, ma istotne znaczenie w wielu gałęziach przemysłu, głównie w krochmalnictwie i gorzelnictwie, wpływając na wydajność i jakość otrzymywanych produktów [8]. Przy produkcji alkoholu, z przerobu bulw ziemniaka zawierających duże ziarna skrobi uzyskuje się wyższą wydajność, niż w przypadku korzystania z bulw zawierających taką samą ilość skrobi, ale w postaci ziaren drobnych [4]. W gorzelnictwie preferowane są więc duże i wyrównane ziarna skrobiowe, gdyż sprzyja to łatwiejszemu i równomiernemu scukrzaniu się skrobi w procesie produkcji [12]. Odmiany ziemniaka przeznaczone do przemysłu krochmalniczego powinny zawierać głównie skrobię gruboziarnistą [6]. Skrobia taka jest biała i błyszcząca i w procesie produkcyjnym nie obciąża ścieków. W trakcie wymywania skrobi z miazgi ziemniaczanej duże ziarna pod wpływem działania wody dobrze oddzielają się od włókien miazgi i wymyte nie pozostają w wycierce. W czasie oddzielania wody sokowej w wirówce (separatorze), duże ziarna łatwiej się odwirowują, są odrzucane przez siłę odśrodkową i wypływają razem z zagęszczonym mleczkiem przez dysze [5, 6, 7].

Drobne ziarna są częściowo wymywane w procesie oczyszczania skrobi, ponieważ przechodzą łatwo przez najmniejsze sita. Chodzi tu o ziarna mniejsze niż 15-20 μm , które mając stosunkowo małą powierzchnię nie ulegają strumieniowi wody, silnie przylegają do włókien mleczka skrobiowego i pozostają nie wymyte w wycierce powiększając straty skrobi [6]. Wymywane ziarna obciążają ścieki i wpływają na wzrost zanieczyszczenia wód [4, 5, 7]. W czasie odwirowywania wody sokowej w separatorze małe ziarna nie dochodzą do dyszy i są usuwane z wodą sokową. Część tych drobnych ziaren porywana jest przez tworzącą się pianą i także uchodzi do ścieków. Także podczas oddzielania po-

wietrza od wysuszonej skrobi w cyklonie małe ziarna nie odwirowują się i wraz z powietrzem uchodzą do atmosfery [6].

Surowcem dla produkcji skrobi w przemyśle ziemniaczanym są przede wszystkim skrobiowe odmiany ziemniaka, lecz przy skupie surowca bierze się pod uwagę tylko zawartość skrobi w dostarczanej partii bulw. Hodowla odmian skrobiowych oparta jest głównie na parametrze procentowej zawartości skrobi w odmianie i na plonie skrobi z hektara. Mniej uwagi zwraca się na wielkość ziaren skrobi, może ze względu na brak prostej i szybkiej metody oznaczania tego parametru.

Celem niniejszej pracy jest ocena przydatności zastosowania metody mikroskopowej do analizy wielkości ziaren skrobi w bulwach różnych odmian ziemniaka, jej udziału w poszczególnych frakcjach wielkości. Podjęta też będzie próba oceny badanych odmian jako surowca do produkcji skrobi pod kątem możliwego zanieczyszczenia środowiska wodnego w toku produkcji.

2. Materiał i metody

Materiał badawczy stanowiły bulwy 8 odmian ziemniaka należących do różnych grup wczesności i typów użytkowych (tabela 1). Dobór odmian dokonano mając na uwadze ich skrobiowość zgodną z wymogami jakościowymi w przemyśle skrobiowym, według których minimalna zawartość skrobi w dostarczanych odmianach ziemniaka powinna wynosić co najmniej 13%, przy czym dla odmian typowo skrobiowych 15% [11]. Bulwy pochodziły z doświadczeń polowych prowadzonych w Stacji Doświadczalnej Oceny Odmian (SDOO) w Karżnicze, w latach 2006 i 2007. Dodatkowo w roku 2006 przebadano próbki mąki ziemniaczanej, pochodzącej z obrotu handlowego.

Pomiary wielkości ziaren skrobi ziemniaczanej wykonano przy użyciu mikroskopu NICON EKLIPSE E 400, wykorzystując komputerowy system analizy obrazów mikroskopowych LUCIA G 3,52 a. Do mikroskopowych badań ziaren skrobi brano po 4 średniej wielkości bulwy z każdej odmiany. Każdą bulwę traktowano jako oddzielne powtórzenie i dla każdej z nich wykonano preparat ze świeżego miąższu, barwiony płynem Lugola. Dla każdego preparatu, mierzono największą średnicę co najmniej 50 ziaren (wzdłuż ziarna, przy powiększeniu 100x). Wyniki grupowano w trzech frakcjach: ziarna małe (do 20 μm), średnie (20-40 μm) i duże (powyżej 40 μm). Taki podział jest zgodny z frakcjami

skrobi podanymi przez Leszczyńskiego [6] i podobny do zastosowanego przez Mazurczyk i Lis [8].

Tabela 1. Charakterystyka odmian ziemniaka badanych w doświadczeniu
Table 1. Characteristics of the potato cultivars examined during the research

Odmiana	Grupa wczesności	Typ użytkowy	Zawartość skrobi(%)*
Satina	średnio wczesne	jadalne, ogólnoużytkowe	13,7
Syrena	późne	jadalne, ogólnoużytkowe	13,8
Milek	bardzo wczesne	jadalne, ogólnoużytkowe	14
Asterix	średnio wczesne	jadalne, ogólnoużytkowe, frytkowe	14,7
Zeus	późne	jadalne, lekko mączyste	15,6
Lady Claire	wczesne	jadalne, lekko mączyste, chipsowe	15,8
Saturna	średnio późne	skrobiowe, chipsowe	17,3
Głada	średnio wczesne	Skrobiowe, mączyste	20

**dane literaturowe*

3. Wyniki

W badaniach przeprowadzonych na wybranej grupie odmian ziemniaka w latach 2006 i 2007 stwierdzono, że w obu latach średnio największy procentowy udział (52% w roku 2006 i 46% w roku 2007) miała frakcja ziaren średnich (o wielkości od 20-40 μm). Udział ziaren dużych był znacząco wyższy od udziału ziaren małych (odpowiednio 35% i 13%), ale tylko w pierwszym roku badań, gdyż w roku następnym proporcja była odwrotna (23% ziaren dużych i 31% ziaren małych). Uzyskane wyniki badań procentowego udziału ziaren skrobi w poszczególnych frakcjach wielkości przedstawiono w tabeli 2.

W roku 2006 największy udział ziaren dużych (45%) stwierdzono u odmiany frytkowej Asterix, u której ziarna małe były nieliczne (tylko 3%). Niski procent ziaren małych miały też odmiany: Głada (7%), Syrena (8%) i Lady Claire (9%). Najwyższy udział frakcji ziaren małych stwierdzono u odmiany Satina (27%), który znacznie przewyższał średnią dla odmian. W mące ziemniaczanej frakcja ziaren małych wyniosła 18%, u odmian (18%) a frakcja ziaren dużych zaskakująco niska (27%) – na poziomie odmiany Satina i Zeus. W mące najwięcej było ziaren średnich.

Tabela 2. Procentowy udział ziaren skrobi we frakcjach wielkości w odmianach ziemniaka i mące ziemniaczanej w latach 2006 i 2007

Table 2. Percentage share of starch grains in size fractions of potato cultivars and potato flour examined in 2006 and 2007

Pochodzenie skrobi/odmiany	Procent ziaren skrobi rok 2006			Procent ziaren skrobi rok 2007		
	małe (<20µm)	średnie (20-40µm)	duże (>40µm)	małe (<20µm)	średnie (20-40µm)	duże (>40µm)
Mąka ziemniaczana	18	55	27	-	-	-
Satina	27	46	27	23	46	31
Syrena	8	57	35	40	44	16
Milek	14	56	30	45	46	9
Asterix	3	52	45	29	46	25
Zeus	17	55	28	32	45	23
Lady Claire	9	55	36	30	43	27
Saturna	19	44	37	28	45	27
Głada	7	54	39	23	50	27
Średnia dla frakcji u odmian	13	52	35	31	46	23

W roku 2007 największy procentowy udział ziaren dużych stwierdzono u odmiany Satina (31%). Zwiększył się on w porównaniu z rokiem poprzednim. Podobnie jak w roku 2006, odmiany skrobiowe Saturna, Głada, Asterix i Lady Claire wykazały wyższy od średniej udział frakcji ziaren dużych (po 27%). Wyraźne zwiększenie udziału ziaren małych nastąpiło natomiast u odmian Asterix (z 3% do 29%), Głada (z 7% na 23%), Syrene (z 8% na 40%) i Lady Claire (z 9% na 30%).

4. Dyskusja

Znaczenie badań nad ziarnistością skrobi pod kątem ochrony środowiska wodnego uwidacznia prześledzenie głównych etapów produkcji krochmalu. Pierwszym etapem jest usunięcie z miazgi ziemniaczanej dużej części soku ziemniaczanego za pomocą wirówki sedymentacyjnej. Usunięcie soku ułatwia główny przerób skrobi i zapewnia dużą oszczędność wody [1]. Wcześniej wydzielony, nie rozcieńczony sok ziemniaczany z dużą ilością drobnych ziaren skrobi i substancji azotowych może być wykorzystany jako surowiec do produkcji białka ziemniaczanego.

W dalszym etapie przerobu zmodyfikowana i zakwaszona miazga ziemniaczana trafia do wymywania strumieniowego, gdzie za pomocą mokrego przesiewania jest wydzielane z niej tzw. mleczko skrobiowe, będące zawiesiną większych ziaren skrobi. Następnie zawiesina cząstek jest kierowana do ponownego rozdrobnienia i drugiego stopnia wydzielania mleczka skrobiowego. Wtedy, poza mleczkiem skrobiowym, podczas wymywania wydobywa się z miazgi zawiesina cząstek błonnikowskrobiowych, która po oddzieleniu nadmiaru wody, wpływa do magazynu produktów ubocznych, jako tzw. wycierka. Wycierka ziemniaczana, która zawiera błonnik i około 30% skrobi drobnoziarnistej, jest wykorzystywana jako pasza dla zwierząt.

W kolejnym etapie procesu technologicznego mleczko skrobiowe poddawane jest procesom rafinacji (zateżania i rozcieńczania) i odwodnienia w wirówce sedymentacyjnej, zwanej koncentratorem lub separatorem. Po wtórnym zakwaszeniu zagęszczone mleczko skrobiowe jest kierowane na sita wirowe, w celu pozbawienia go drobnych włókienek. Innym sposobem usunięcia zanieczyszczeń stałych jest wydzielenie piasku z mleczka skrobiowego za pomocą hydrocyklonu, w którym usuwane są rozpuszczone w wodzie zanieczyszczenia towarzyszące skrobi. Wydzielona z hydrocyklonów zawiesina drobnych ziarenek skrobi, wraz z głów-

ną masą zanieczyszczeń, przechodzi do hydrocyklonów klarujących, gdzie oddziela się od zanieczyszczeń skrobię drugiego rzutu. Zanieczyszczenia z resztkami skrobi kieruje się do szlamów (osadników) a drugi rzut skrobi przekształcany jest w hydrolizaty (syrupy kwasowe i enzymatyczne, oraz glukozę krystaliczną), lub trafia w postaci gęstego mlecza na filtr próżniowy, skąd jako mokra skrobia kierowana jest do suszenia strumieniami gorącego powietrza. Po odparowaniu części wody, oddzielona od wilgotnego powietrza, skrobia jest zbierana w silosie w postaci mąki, potem kierowana jest na odsiewacze, gdzie usuwane są z niej bryłki i zlepy.

Nowoczesne technologie, z zastosowaniem trójfazowego dyszowego separatora, pozwoliły na podwyższenie wydajności produkcji i redukcję ilości ścieków o 40%, obniżając ich obciążenia biologiczne. Ścieki wprowadzone do kosza separacji zostają w sposób mechaniczny separowane, na zasadzie sedymentacji i flotacji, w wyniku czego następuje wytrącenie drobin skrobi na dnie zbiornika do części osadczej. Oczyszczony ściek odprowadzany jest do kanalizacji [10].

Analizując przydatność badanych odmian dla procesu produkcji skrobi można stwierdzić, że wszystkie przebadane odmiany ziemniaka nadają się do wykorzystywania w przemyśle ze względu na ich skrobiowość, która u wszystkich odmian wynosi co najmniej 13%, a także z powodu przewagi w nich frakcji ziaren średnich, co jest zgodne z wymaganiami jakościowymi dla dostarczanych odmian. Przebadane odmiany nie powinny też zbytnio obciążać środowiska odpadami w czasie przerobu, ze względu na wykazaną zdecydowaną przewagę frakcji ziaren większych niż 20 μm .

Z przebadanych odmian najbardziej przydatne w krochmalnictwie i gorzelnictwie mogą być Saturna i Głada, ze względu na ich wysoką skrobiowość i stwierdzoną przewagę skrobi gruboziarnistej. Odmiany te przypuszczalnie w najmniejszym stopniu obciążą ścieki biogenami. Możliwość badania ziarnistości skrobi prostą metodą mikroskopową jest istotnym ułatwieniem nie tylko dla określenia przydatności przemysłowej i jakości powstającego produktu pod kątem ochrony środowiska wodnego, ale może też pomóc w przy selekcji odmian skrobiowych w procesie hodowli.

Wzrost udziału ziaren małych w badanych odmianach w roku 2007 wskazuje na znaczenie warunków uprawy (czynników klimatycznych) dla

kumulacji ziaren skrobi w różnych frakcjach. Małe ziarna skrobiowe nie są przydatne w gorzelnictwie i krochmalnictwie, ale są wykorzystywane przy produkcji klejów, wypełniaczy i emulgatorów, w przemyśle tekstylnym, papierniczym, chemicznym, spożywczym - do produkcji kisielu i mączki budyniowej, oraz jako pasza dla zwierząt [1, 2, 4, 5,].

W tradycyjnych technologiach podstawowym produktem była głównie skrobia gruboziarnista, a drobne ziarna były w większości traczone. W nowych procesach produkcyjnych wzrasta udział skrobi drobnoziarnistej w produkcji, co jednak zmienia właściwości uzyskanej skrobi (właściwości cieplne, lepkość). Stosowanie nowoczesnych maszyn i skomputeryzowanie procesu produkcyjnego wymaga jednakże dużych nakładów finansowych, oraz użycia środków pomocniczych, tzn. odpieniaczy w procesie spławiania i rafinacji [9].

5. Podsumowanie i wnioski

1. Przeprowadzone analizy wielkości ziaren skrobi w grupie badanych odmian metodą mikroskopową wykazały, że w skrobi wszystkich przebadanych odmian ziemniaka w latach 2006 i 2007, oraz w próbkach mąki ziemniaczanej, przeważała zdecydowanie frakcja ziaren średnich.
2. W grupie badanych odmian wysokim udziałem ziaren dużych skrobi wyróżniły się odmiany Saturna i Głada, u których w obu latach badań stwierdzono wysoki procentowy udział ziaren średnich i dużych. Ma to szczególne znaczenie w gorzelnictwie i krochmalnictwie, gdzie preferowane są duże ziarna skrobi, gwarantując wysoki uzysk skrobi w przerobie tych odmian.
3. Szczególnie wysoki procentowy udział frakcji ziaren małych stwierdzono w roku 2007 u odmian Syrena i Miłek (40% i 45%). Może to być sygnałem wskazującym na możliwe wysokie straty skrobi w procesie przerobu tych odmian, a tym samym znaczne obciążenie ścieków odpadami.
4. W roku 2007 odnotowano wyraźne różnice w udziale procentowym frakcji ziaren dużych i małych u tych samych odmian w porównaniu do roku 2006. Może to wskazywać na znaczną zmienność środowiskową tej cechy, związaną głównie ze zmianą warunków klimatycznych w poszczególnych latach uprawy.

5. Nowoczesne metody uzyskiwania skrobi pozwalają na wzrost udziału skrobi drobnoziarnistej w otrzymanym produkcie, co jednak zmienia właściwości uzyskanej skrobi (właściwości cieplne, lepkość). Zwiększenie odzysku ziaren małych jest istotne dla zmniejszenia obciążenia wód odpadami.

Literatura

1. **Boruch M., Król B.:** *Procesy technologii żywności, skrypty dla szkół wyższych.* Politechnika Łódzka, 190-195, 1993.
2. **Golachowski A.:** *Stosowanie skrobi i jej przetworów w przemyśle spożywczym.* Zesz. Nauk. AR Wrocław, Technol. Żywn., 12: 117-124, 1998.
3. **Kubiak J., Tórz A.:** *Eutrofizacja. Podstawowe problemy ochrony wód jeziornych na Pomorzu Zachodnim.* Słupskie Prace Biologiczne. PAP Słupsk, 2: 17-36, 2005
4. **Leszczyński W.:** *Wpływ różnych czynników działających w uprawie ziemniaka na niektóre właściwości fizyczne i skład chemiczny otrzymanej skrobi.* Zesz. Nauk. AR Wrocław, „Rozprawy”, 9: 3-47, 1977.
5. **Leszczyński W., Golachowski A.:** *Właściwości skrobi ziemniaczanej rozsortowanej według wielkości galeczek.* Zesz. Nauk. AR Wrocław, Technol. Żywn., 9: 19-29, 1995.
6. **Leszczyński W.:** *Kryteria oceny jakości ziemniaka konsumpcyjnego i skrobiowego.* AR Wrocław. Ziemniak spożywczy i przemysłowy, oraz jego przetwarzanie. Mat. Konf., Polanica Zdrój, 8-11 maja 2000, 41-49, 2000.
7. **Lewosz J.:** *Wybrane zagadnienia z biochemii ziemniaka.* W: *Biologia ziemniaka* W. Gabriel (red.) PWN, Warszawa, 1985.
8. **Mazurczyk W., Lis B.:** *Ziarnistość skrobi, jej plon i zawartość w bulwach odmian skrobiowych ziemniaka.* IHAR O/Jadwisin, Ziemniak spożywczy i przemysłowy, oraz jego przetwarzanie. Mat. Konf., Polanica Zdrój, 8-11 maja 2000, 175, 2000.
9. **Piasecki M., Balcerek Wł., Gruchała L.:** *Aspekty technologiczne i ekonomiczne produkcji skrobi ziemniaczanej.* AR Poznań. Ziemniak spożywczy i przemysłowy, oraz jego przetwarzanie. Mat. Konf., Polanica Zdrój, 8-11 maja 2000, 183-184, 2000.
10. **Przeznaczenie separatorów skrobi.** 2008., www.separator.com.pl/tag/separatory/pl
11. **Samborski S.:** *Wymagania jakościowe w przemyśle skrobiowym.* www.agro-info.org.pl, 2005
12. **Werner E.:** *Hodowla ziemniaka i jej znaczenie.* W: *Biologia ziemniaka*, W. Gabriel (red.) PWN, Warszawa, 1985.

Research on Size of Starch Grains in Different Potato Cultivars for the Possibility of Reduction of Environment Pollution with Wastes from Starch Production

Abstract

The potato industry produces numerous wastes which can pollute water. In a modern starching factory the ratio of starch extraction from potatoes with high starch content is about 90-93%. The remainder of the starch goes into wastes. Starch potato breeding is based primarily on the percentage parameter of starch content and on the starch harvest per hectare. Less attention is paid to the size of starch grains, perhaps due to the lack of a fast and simple method of determination of that attribute.

The aim of this paper is to apply microscopic analysis of the size of starch grains in various potato cultivars, its quota in different volume fractions, and an attempt to evaluate the researched cultivars in their capacity as raw material for starch production in relation to the possible water pollution in the production of starch.

The research material consisted of tubers of 8 different potato cultivars belonging to different utility groups. The measurement of starch grains was carried out using a NIKON ECLIPSE E 400 microscope, with the aid of a computer analysis of microscope images program – LUCIA G 3.52a. The results were grouped into three fractions of grains – small (up to 20 μ m), medium (20-40 μ m) and large (above 40 μ m).

Microscopic analyses of the research material allowed to divide starch into size-based fractions and to indicate the differences in the percentage presence of the various fractions in different cultivars of potatoes. There was a marked difference in the percentage presence of small and large sized grains in the same cultivars between the years 2007 and 2006. This could indicate that the feature could have a considerable environmental dependency, depending on the variability of climate in the particular years.

Two of the examined cultivars – Saturn and Glada – had particularly high presence of large grains, thus guaranteeing high starch yields in the processing of these particular cultivars. Two of the examined cultivars – Syrena and Miłek – had a high presence of the small grain strata in the year 2007 (40 and 45% respectively). These cultivars could cause high starch loss in the production process as well as add considerable amount of wastes to refuse water. Modern starch extraction techniques allow for an increase of the small grain starch presence in the ready product. The improvement in small grain extraction is important for decreasing of pollution of water with wastes.



Ocena aktualnej sytuacji w zaopatrzeniu w wodę w Polsce na tle sytuacji w świecie

Wojciech Kuczyński, Waldemar Żuchowicki
Politechnika Koszalińska

1. Globalny stan zasobów wody

Powierzchnia naszej planety w ponad 70% pokryta jest wodą, przez co stwarza się wrażenie o powszechnej obfitości wody na Ziemi. Jednakże dla oceny zależności naszego bytu od zasobów wodnych jest istotna dostępna ilość świeżej (słodkiej) wody. 97,5% wszystkich zasobów wód na Ziemi stanowią wody słone oceanów, mórz, części jezior i wód podziemnych. Zasoby wody świeżej stanowią więc zaledwie 2,5% światowych zasobów i w prawie 70% występują one w zlodowaceniach Antarktydy, Grenlandii, obszaru Bieguna Północnego i w wyższych partiach gór. Stąd też ilość świeżej wody, dostępna dla ludności do bezpośredniego spożycia stanowi mniej niż 1% światowych zasobów (0,7%) [1, 8, 10, 13, 19, 33, 76]. Tylko ta ilość wody jest regularnie odnawiana przez ekosystem w postaci opadów deszczu i śniegu i może być wykorzystana na potrzeby działalności człowieka. Tą ilość wody, jaką można pobrać oraz ilość zanieczyszczeń, jaką ekosystem wodny może przyjąć bez większych szkód, stanowi o potencjale ekosystemu – zdolności do samooczyszczania. Po przekroczeniu tej zdolności do samooczyszczania w jednym lokalnym systemie hydrologicznym, następuje uszkodzenie systemu, czasami w sposób nieodwracalny, skutkujące utratą zdolności do samooczyszczania [32, 38, 40, 67, 79].

To uszkodzenie jednego lokalnego systemu hydrologicznego w sposób nieunikniony przenosi się na inne, połączone z nim systemy w ramach światowego obiegu wody.

Sytuacja, w której dostępne zasoby wody świeżej są niewystarczające do pokrycia aktualnego zapotrzebowania, może powodować:

- nadmierną eksploatację tych zasobów, prowadzącą do znacznych zaburzeń w ekosystemach wodnych z powodu obniżenia się poziomu wód oraz do zmniejszenia się zdolności tych wód do pochłaniania zanieczyszczeń i pogorszenia się jakości wody,
- przerwy w dostawach wody w okresach największego na nią popytu,
- wyczerpywanie się rezerw wody i prawdopodobieństwo jej braku w okresach bezdeszczowych (susze).

Wyżej wymienione czynniki prowadzą do:

- poważnych problemów natury zdrowotnej dla gospodarstw domowych,
- znacznych strat ekonomicznych dla gospodarki rolnej, przemysłu i produkcji energii.

Zasoby wodne w poszczególnych rejonach Ziemi są znacznie zróżnicowane i zależne od wielkości występujących tam opadów oraz nie korespondują z występującym tam zaludnieniem (tabela 1) [76].

Tabela 1. Porównanie procentowego udziału regionów w globalnych zasobach wodnych świata i w globalnym zaludnieniu

Table 1. Comparison of percentage share of regions in global water resources and in global population

Lp.	Region	Udział w świat. zasobach wody%	Udział w globalnym zaludnieniu%
1	2	3	4
1.	Europa	8,0	11,4 (w tym Polska 0,53)
2.	Azja	35,8	60,6
3.	Afryka	10,6	12,8
4.	Ameryka Łacińska	15,2	8,6
5.	Ameryka Północna	25,6	5,1
6.	Australia i Oceania	4,8	0,5
Ogółem		100,0	100,0

Regionami świata szczególnie deficytowymi w dostępie do źródeł świeżej wody jest Bliski Wschód, Azja, Afryka oraz Europa.

Analogiczne dysproporcje między zaludnieniem a wielkością dostępnych zasobów wody (związanych z wielkością średnich rocznych opadów) występują w szeregu krajów na wyżej wymienionych kontynentach. W Europie dla przykładu średnia roczna wielkość opadów waha się od:

- 3000 mm w zachodniej Norwegii,
- 100÷400 mm w Europie Środkowej,
- 25 mm w południowej Hiszpanii.

Dostępne zasoby świeżej wody w poszczególnych regionach i krajach są bardzo zróżnicowane [66]:

- 23900 m³/Mrok dla Ameryki Środkowej,
- 7400 m³/Mrok średnia światowa,
- 4560 m³/Mrok średnia dla Europy,
- 1000 m³/Mrok na Środkowym Wschodzie i Północnej Afryce,
- 1460 m³/Mrok dla Polski,
- 6700 m³/Mrok w Portugalii.

Deficyt wody znany był ludzkości od zarania dziejów. Cywilizacje starożytne powstawały tam, gdzie warunki naturalne zapewniały dostatek wody. Rozwój cywilizacji następował wskutek rozbudowy systemów nawadniania i dostarczania coraz większej ilości wody, możliwy dzięki powiększaniu zasobów wody, poprzez budowę sztucznych zapór i zbiorników wodnych oraz systemów przesyłania wody. Obecnie niedobory wody występują w 80 krajach, obejmujących 40% ogółu ludzkości. Najbardziej deficytowe są kraje Bliskiego Wschodu, Północnej Afryki, Kenii, Somalii, Rwandy, Malawii i Burundii [66].

W ciągu XX wieku liczba mieszkańców Ziemi wzrosła 3-krotnie, natomiast zużycie wody 7-krotnie. Równocześnie globalna produkcja przemysłowa wzrosła 5-krotnie [72].

Woda ma również kapitalne znaczenie dla pokoju światowego. Ta nierównomierność w dostępie do zasobów wody na świecie prowadzi do całego szeregu napięć transgranicznych w rywalizacji o zasoby wodne, a według Raportu UNESCO w niedalekiej przyszłości może doprowadzić nawet do kolejnych konfliktów zbrojnych [29].

Dotyczy to zwłaszcza sytuacji, gdy rzeki przepływają przez kilka państw lub stanowią granicę pomiędzy nimi. Długo nie można było ustalić podziału wód Indusu pomiędzy Indie i Pakistan, wód Gangesu pomiędzy Indie i Bangladesz, wód Nilu pomiędzy Egipt i Sudan. Aktualnie trwa konflikt na Bliskim Wschodzie o podział wód Jordanu pomiędzy Izrael i kraje arabskie a w Ameryce Północnej spór o wody Kolorado pomiędzy Stanami Zjednoczonymi a Meksykiem.

Polska, ze wskaźnikiem zasobów 1460 m³/Mrok, od 1990 roku w Raporcie Światowego Biura Wody (The World Water Council) postrzegana jest jako jeden z krajów, w których występuje deficyt zasobów wody, porównywalny np. z Egiptem [75]. Trudną sytuację pod tym względem pogłębia fakt niewielkiej ilości wód retencjonowanych w zbiornikach wodnych (6%) oraz poważny stopień zanieczyszczenia większości wód. Z tego też względu budowanie zbiorników retencyjnych wody, oszczędne gospodarowanie wodą i ochrona wód przed zanieczyszczeniem jest dla Polski nakazem chwili [51].

W związku z tym, że dostępne zasoby wody nie pokrywają już teraz w wielu rejonach świata zapotrzebowania na wodę, alternatywnym rozwiązaniem wydaje się być pozyskiwanie dodatkowych źródeł wody pitnej z odsalanych wód gruntowych i morskich. Jest to jednak rozwiązanie o bardzo ograniczonym zasięgu z uwagi na:

- bardzo wysokie koszty procesu odsalania,
- duże zużycie energii elektrycznej (1,5÷2,5 kWh/m³ wody),
- duże ilości dodatkowej czystej wody, niezbędne dla wyprodukowania dodatkowej energii elektrycznej na potrzeby odsalania.

Z tego też względu rozwiązanie to może być stosowane incydentalnie w sytuacjach „wyższej konieczności” [46].

Aktualnie największą instalacją odsalania wody znajduje się Bliskim Wschodzie (produkcja na cele rolnicze) w Arabii Saudyjskiej, Zjednoczonych Emiratach Arabskich, Kuwejcie oraz w rejonie basenu Morza Śródziemnego: Cypr, Malta, Grecja, Włochy, Hiszpania i Portugalia.

Łączna produkcja wody z instalacji odsalania wynosi aktualnie około 2 mln m³ dziennie. Planowana jest do budowy w 2009 roku pierwsza instalacja odsalania wody dla Londynu, pod nazwą projektu „Thames Water” kosztem około 300 mln EUR [46].

Dla najbliższej perspektywy preferowane jest bardziej efektywne wykorzystanie dostarczanej wody i oszczędne nią gospodarowanie.

Zmiany klimatyczne, zachodzące na świecie wpływają bezpośrednio na światowe zasoby wody. Wzrost średniej temperatury globu powoduje wzrastające topnienie lodowców i wcześniejsze topnienie śniegów. Stąd w okresie powodzi zwiększa się ilość wody, brakuje jej natomiast w miesiącach letnich, gdy jej najbardziej potrzebujemy.

Źródła programu Narodów Zjednoczonych do spraw osiedli ludzkich alarmują, iż przed 2032 rokiem, 60% światowej populacji będzie żyło na obszarach dotkniętych trudnościami w zaopatrzeniu w wodę, z tego blisko 3 mln ludzi zostanie pozbawionych bezpiecznego źródła wody pitnej do 2027 roku [1, 2, 33].

Konferencja Narodów Zjednoczonych, która odbyła się w 1977 roku w Argentynie, w końcowej Deklaracji w rozdziale 18 Agendy 21 uznała, że woda pitna jest dobrem publicznym oraz, że każdy ma prawo dostępu do wody w ilości i jakości równej jego podstawowym potrzebom, ponieważ woda jest podstawą życia i utrzymania. Jednakże już w 1992 roku na Międzynarodowej Konferencji na temat Wody i Ochrony Środowiska w Dublinie ustalono, że woda ma wartość ekonomiczną we wszystkich zastosowaniach i jest ważnym czynnikiem rozwoju gospodarczego. Podobnie ustalono na Światowym Forum Wody w Hadze w marcu 2000 roku. Ramowa Dyrektywa Wodna UE z grudnia 2000 roku stwierdza, że „woda nie może być produktem handlowym, takim jak każdy inny, ale jest dobrem ogólnym, które musi być chronione, bronię i traktowane jako dziedzictwo”. Jednakże prawo to zachęca również do „korzystania z instrumentów ekonomicznych w celu osiągnięcia celów środowiskowych”. Artykuł 9 ww. Ramowej Dyrektywy Wodnej zobowiązuje równocześnie państwa członkowskie do zapewnienia do 2010 roku prowadzenia polityki zrównoważonego wykorzystania zasobów wodnych, cen wody i zwrotu kosztów usług wodnych, „jako usług ogólnego dobra” a tym samym do osiągnięcia celów środowiskowych niniejszej Dyrektywy [45].

Dyrektywa ustala, że zarządzanie, ochrona i gospodarowanie zasobami wód będą realizowane w obszarach o granicach hydrograficznych (dorzeczach). Ustalenia Dyrektywy, z dostosowaniem do specyfiki Polski, zostały przeniesione w 2001 roku do Ustawy Prawo Wodne [65, 68, 69], które ustanawia dwa obszary dorzecza:

- obszar dorzecza Wisły, obejmujący oprócz dorzecza Wisły w granicach Rzeczypospolitej Polskiej, również znajdujące się na tym terytorium np.: dorzecza Dniestru, Dunaju (przez rzekę Wag) i dorzecze rzek wpadających bezpośrednio do Morza Bałtyckiego,
- obszar dorzecza Odry, obejmujący oprócz dorzecza Odry w granicach Rzeczypospolitej Polskiej, również znajdujące się na tym terytorium np.: dorzecza Łaby oraz Dunaju przez rzekę Morawę i dorzecze rzek wpadających bezpośrednio do Morza Bałtyckiego.

Obie jednostki obszarowe wykraczają poza terytorium Polski, co nakłada obowiązek koordynacji zarządzania i realizacji gospodarowania wodami z państwami sąsiednimi.

Prawo Wodne zawiera delegację dla Rady Ministrów do „ustalenia szczegółowego przebiegu granic obszarów dorzeczy do utworzenia Krajowego i Regionalnych Zarządów Gospodarki Wodnej” [61-63, 65]. Istotnym elementem zarządzania jest planowanie działań gospodarowania wodami w dorzeczach. Ponadto Ustawa zawiera delegację do stanowienia szczegółowych wytycznych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska. Ustawa przewiduje edycję planów co 6 lat.

Dyrektywa zobowiązuje państwa członkowskie do wyznaczania granic obszarów wymagających szczególnej ochrony. Rygory ochronne powinny dotyczyć wód, których stan warunkuje egzystencję i prawidłowy rozwój flory i fauny im właściwej a także wód, których stan decyduje o ich zrównoważonym użytkowaniu. Dyrektywa wymaga działań dotyczących osiągnięcia zgodności ze wszystkimi standardami i celami najpóźniej w ciągu 15 lat od daty wejścia w życie tj. do końca 2015 roku.

2. Zagadnienia demograficzne

Zainteresowania ekopolityki szybkością przyrostu ludności świata wynikają z odnoszenia się tego przyrostu do:

- zasobów naturalnych,
- skutków oddziaływania ludzi na biosferę z powodu degradacji środowiska naturalnego.

Tempo tego globalnego przyrostu na Ziemi, jak i w jej poszczególnych regionach, wynika z wielu uwarunkowań:

- demograficznych np. rozrodczości i umieralności,
- ekonomicznych, jak poziom rozwoju gospodarczego i możliwości wyżywienia,
- społecznych, między innymi edukacji i rozwoju medycyny,
- migracyjnych, wewnętrznych i zewnętrznych,
- politycznych, np. wojen lokalnych i światowych, eksterminacji ludności, ekologicznych np. kataklizmów przyrodniczych.

Historycznie rzecz biorąc około roku 8000 p.n.e. ludzie zaczęli prowadzić osiadły tryb życia i wówczas naszą planetę zamieszkiwało 5 mln ludzi. Co 1500 następných lat liczba ta podwajała się, by w roku 1650 osiągnąć 500 mln. Współczynnik przyrostu naturalnego był wówczas bardzo niski. Spowodowane to było trudnymi warunkami życia, często pojawiającym się głodem, chorobami i wojnami, które pochłaniały tysiące istnień ludzkich [73].

W XIX wieku zmiany społeczne i ekonomiczne doprowadziły do poprawy standardu życia ludzi, szczególnie w Europie i Ameryce Północnej. Upowszechnienie znajomości zasad higieny i postęp w medycynie przyczyniły się do spadku współczynnika zgonów, co w połączeniu z wysokim wskaźnikiem urodzin spowodowało gwałtowny przyrost liczby ludności po 1800 roku [9].

Również w krajach rozwijających się, dzięki rozwojowi opieki zdrowotnej i upowszechnieniu znajomości zasad higieny znacznie zmniejszyła się umieralność, co w połączeniu z wysokim wskaźnikiem urodzin spowodowało również szybki przyrost liczby ludności w tych krajach.

Tempo przyrostu ludności świata według statystyk i prognoz ONZ z 2001 roku (tabele 2÷5) [39].

W kwietniu 2009 roku ludność świata liczyła około 6,77 mld w tym ludność Polski 38,5 mln.

Tabela 2. Tempo przyrostu ludności świata**Table 2.** World population increase rate

Ludność świata mln	Rok	Przyrost
1	2	3
30	ok. 5000 p.n.e.	
300	ok. 2000 p.n.e.	10-krotny przyrost w ciągu 3000 lat
1000	ok. 1820	
2000	ok. 1930	1 miliard po 110 latach
3000	ok. 1960	1 miliard po 30 latach
4000	ok. 1974	1 miliard po 14 latach
5000	ok. 1988	1 miliard po 14 latach
6000	ok. 1999	1 miliard po 11 latach
7000	ok. 2012	1 miliard po 13 latach ^(p)
8000	ok. 2026	1 miliard po 14 latach ^(p)
9000	ok. 2043	1 miliard po 17 latach ^(p)

(p) – przewidywany przyrost ludności

Tabela 3. Wzrost ludności świata i poszczególnych kontynentów**Table 3.** World and continents population increase

	Europa	Azja	Ameryka Północna	Ameryka Łacińska	Afryka	Oceania	Świat
rok	ludność w mln						
1	2	3	4	5	6	7	8
2008	732	4 054	337	577	973	34	6 707
2007	731	4 030	339	572	965	34	6 671
2005	731	3 938	332	558	922	33	6 515
2000	729	3 705	316	523	821	31	6 124
1995	727	3 430	299	481	707	29	5 673
1990	721	3 181	284	444	637	27	5 295
1985	706	2 888	269	401	541	25	4 830
1980	693	2 636	256	364	480	23	4 451
1975	676	2 398	243	322	408	21	4 068
1970	657	2 139	232	288	364	20	3 699
1965	634	1 899	220	250	314	18	3 335
1960	605	1 704	204	220	282	16	3 032

Tabela 3. cd.

Table 3. cont.

1	2	3	4	5	6	7	8
1955	575	1 542	187	191	247	14	2 756
1950	547	1 399	172	167	221	13	2 519
1900	408	947	82	74	133	6	1 650
1850	276	809	26	38	111	2	1 262
1800	203	635	7	24	107	2	978
1750	163	502	2	16	106	2	791
1700							600
650	100	30			100		
500							450
100	50						
0							251

Tabela 4. Najludniejsze kraje świata

Table 4. The most populated countries in the world

Lp.	Kraj	Ludność w mln		
		Lipiec 2005	Lipiec 2006	Lipiec 2008
1	2	3	4	5
1.	Chiny	1306,3	1314	1330
2.	Indie	1080,3	1095,3	1148
3.	USA	295,7	298,4	303,8
4.	Indonezja	242,0	245,4	237,5
5.	Brazylia	186,1	188,4	191,9
6.	Pakistan	162,4	165,8	167,8
7.	Bangladesz	144,3	147,4	153,5
8.	Rosja	143,4	142,9	140,7
9.	Nigeria	128,8	131,8	138,3
10.	Japonia	127,4	127,5	127,3
11.	Meksyk	106,2	107,4	110
12.	Filipiny	87,9	89,5	92,7
13.	Wietnam	83,5	84,4	86,1
14.	Niemcy	82,4	82,4	82,4
15.	Egipt	79,2	79,2	81,7
33.	Polska	38,6	38,5	38,5

Tabela 5. Najludniejsze kraje Europy**Table 5.** The most populated countries of Europe

Lp.	Kraj	Ludność w mln		
		Lipiec 2005	Lipiec 2006	Lipiec 2008
1	2	3	4	5
1.	Rosja	143,42	142,89	140,70
2.	Niemcy	82,4	82,4	82,4
3.	Francja	63,66	63,88	64,06
4.	Wielka Brytania	60,44	61,61	60,94
5.	Włochy	58,10	58,13	58,15
6.	Ukraina	47,43	46,71	45,99
7.	Hiszpania	40,34	40,40	40,49
8.	Polska	38,64	38,54	38,50
9.	Rumunia	22,33	22,30	22,25
10.	Holandia	16,41	16,49	16,65
11.	Grecja	10,67	10,69	10,72
12.	Portugalia	10,57	10,60	10,72
13.	Belgia	10,36	10,38	10,40

Komisja demograficzna ONZ przeprowadziła w 1994 roku zweryfikowaną prognozę liczby ludności świata i poszczególnych obszarów do 2050 roku (tabela 6) [7].

Tabela 6. Szacunki i prognozy ludności świata**Table 6.** Estimates and prognosis of world population

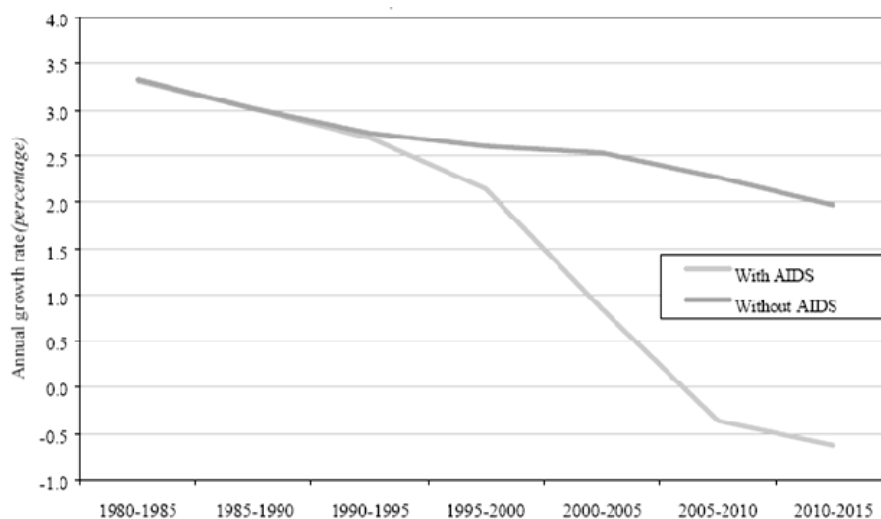
1	2	3	4	5
obszary	1950	1995	2000	2050
Afryka	224	728	833	2145
Azja	1404	3458	3744	5761
Europa	549	727	730	678
Ameryka Łacińska i Karaiby	166	482	524	839
Ameryka Północna	166	293	309	389
Australia i Oceania	13	29	31	46
Świat	2522	5717	6168	9858

Powyższe prognozy zagrożone są szczególnie w rozwijających się krajach Afryki epidemią HIV/AIDS (tabela 7), (rysunki 1÷3) [39].

Tabela 7. Wpływ AIDS na prognozowaną długość życia w wybranych krajach Afryki

Table 7. The influence of AIDS on life length prognosis of selected African countries

No.	Country	2000-2005		2010-2015		2045-2050	
		With AIDS	Without AIDS	With AIDS	Without AIDS	With AIDS	Without AIDS
1	2	3	4	5	6	7	8
1	Botswana	39,7	68,1	31,6	70,7	43,6	76,2
2	South Africa	47,7	66,6	41,5	69,9	55,7	76,0
3	Zimbabwe	33,1	67,6	31,8	70,5	45,7	76,2



Rys. 1. Wpływ AIDS na prognozowany współczynnik przyrostu naturalnego w Botswanie

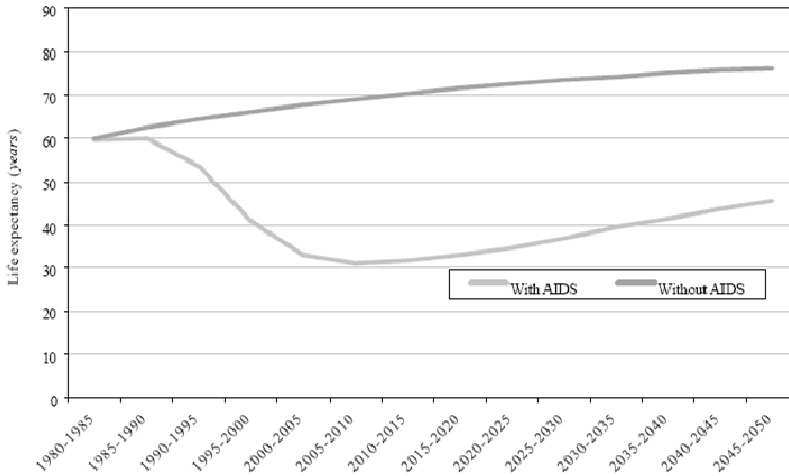
Fig. 1. The influence of AIDS on forecast of natural growth index in Bostwana

W krajach tych ilość osób już zainfekowanych AIDS wynosi od 20% w Południowej Afryce do 33% w Zimbabwe.

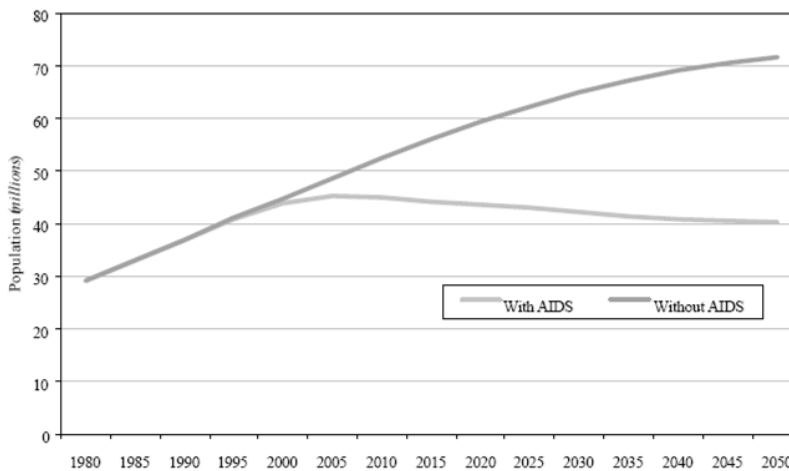
Według prognoz Departamentu Badań Ludnościowych ONZ liczba ludności Polski w latach 2005-2050 będzie spadać przy każdym wariantcie prognozy (rysunek 4) [6].

Według najbardziej optymistycznego scenariusza, przewidującego wzrost płodności, liczba ludności Polski w 2050 roku spadnie do po-

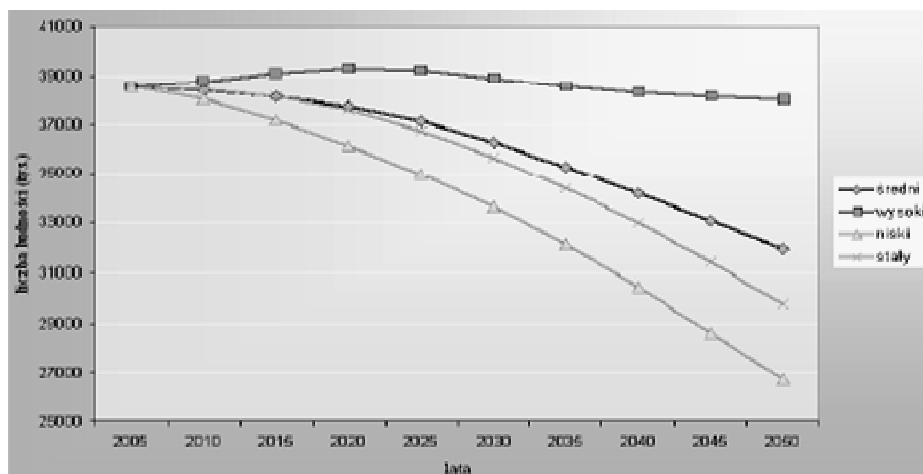
ziomu 36,63 mln, natomiast według scenariusza najbardziej pesymistycznego, zakładającego spadek płodności osiągnię poziom 29,64 mln.



Rys. 2. Wpływ AIDS na prognozowaną długość życia w Zimbabwe
Fig. 2. The influence of AIDS on forecast of life expectancy in Zimbabwe



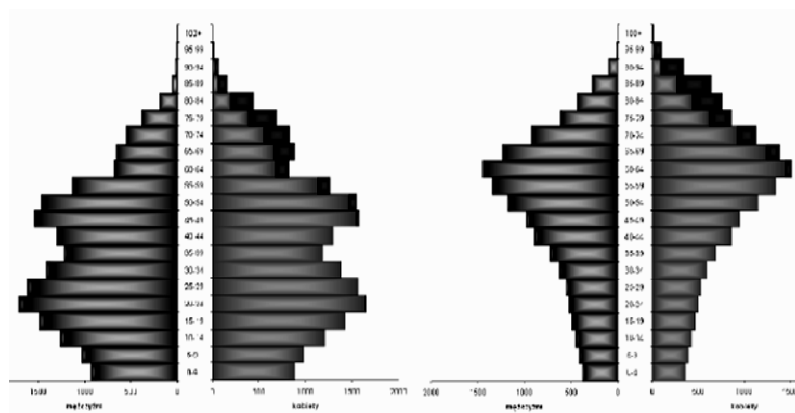
Rys. 3. Wpływ AIDS na prognozowaną liczbę ludności w Południowej Afryce (mln)
Fig. 3. The influence of AIDS on life expectancy in South Africa



Rys. 4. Liczba ludności Polski według prognoz ONZ w okresie 2005-2050

Fig. 4. The population in Poland from 2005 to 2050 according to the UN prognosis

Spośród przyczyn powyższego trendu spadkowego należy wymienić między innymi odpływ ludności w związku z otwarciem granic Polski w 2004 roku oraz postępującym procesem starzenia się społeczeństwa (rysunek 5) [4, 6, 30, 50].



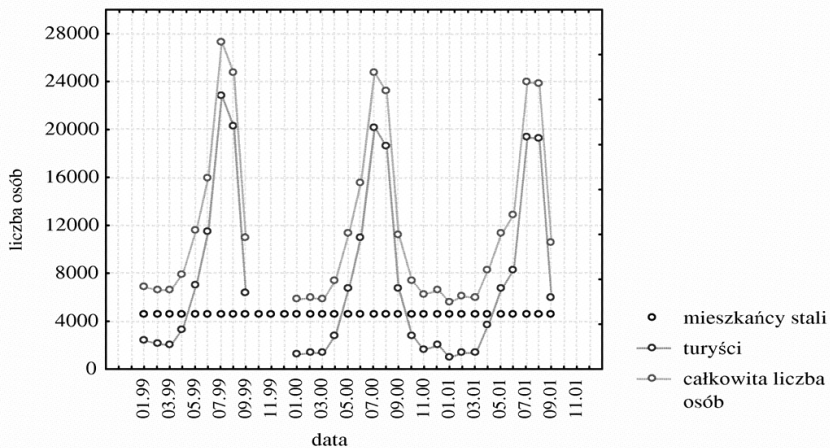
Rys. 5. Porównanie struktury ludności Polski według płci i wieku wariantu prognozy ONZ o niskim poziomie płodności w latach 2005-2050

Fig. 5. Comparison of the population structure in Poland according to gender and age – UN prognosis for low population growth from 2005 to 2050

Odrębnym zagadnieniem jest sezonowe, trwające od maja do września zapotrzebowanie wody dla potrzeb turystyki letniej i wypoczynku. Ze statystyk wynika, że typowy turysta zużywa od 2 do 3 razy więcej wody niż stały mieszkaniec miejscowości turystycznej, gdyż oprócz potrzeb bytowo-sanitarnych potrzebuje wody na cele rekreacyjne (parki wodne, baseny wodne, pola golfowe itp.). O skali problemu np. w krajach Basenu Śródziemnego, w sezonie turystycznym letnim trwającym 6 miesięcy, w czasie od 1970 roku do 2002 roku liczba turystów wzrosła odpowiednio z 58 mln do 228 mln, natomiast zasoby wodne regionu w sezonie letnim znacznie się zmniejszyły, z uwagi na zmniejszenie się opadów [2].

Perspektywy wzrostu turystyki w tym rejonie dla Hiszpanii, Cypru, Włoch i Francji szacuje się 2,0 do 2,5% rocznie a dla Turcji 5% rocznie. Czas trwania sezonu turystycznego w różnych regionach świata w tym również i w Polsce jest bardzo zróżnicowany.

Sezon turystyczny w górach trwa zimą i latem, natomiast nad Morzem Bałtyckim jedynie w okresie lata. Badania prowadzone dla miejscowości turystycznych gminy Mielno koło Koszalina, w czasie od stycznia 1999 roku do grudnia 2001 roku wskazują, że czas trwania sezonu turystycznego, to dwa letnie miesiące: lipiec i sierpień (rysunek 6) [60].



Rys. 6. Wykres liczby osób przebywających na terenie gminy Mielno
Fig. 6. Number of people staying in Mielno commune

Ilość stałych mieszkańców gminy Mielno wynosiła 4000, natomiast w lipcu i sierpniu dzięki turystom, liczba ta wzrosła do 24 000, a więc wzrosła 6-krotnie.

3. Stan zaopatrzenia w wodę

Historia ludzkości od początków swego istnienia odnotowuje ważne zdarzenia związane z korzystaniem z wody [11]:

- 10000 lat temu, początki osadnictwa w żyznych dolinach rzecznych, zmiana trybu życia z koczowniczo-myśliwskiego na osiadły rolniczy,
- 7000 lat temu, niedobory wody skłoniły ludzi do rozpoczęcia budowy systemu nawodnień w rolnictwie i stałego osadnictwa,
- 1100 lat temu, z powodu braku wody, spowodowanego wielką i długo trwającą suszą nastąpił upadek cywilizacji Majów,
- w połowie XIX wieku z powodu skażenia wód powierzchniowych dużą ilością ścieków (rozwój uprzemysłowienia i urbanizacji) wybuchają liczne epidemie tyfusu i cholery w niektórych większych miastach Ameryki Północnej np. w Chicago,
- koniec XIX wieku, początek powszechnej budowy zapór wodnych na rzekach stał się narzędziem zarządzania zasobami wodnymi,
- wiek XX, odnotowuje w rolnictwie „zieloną rewolucję” dzięki zastosowaniu nowych metod uprawy roślin i nawadniania w rolnictwie. II Wojna Światowa i lata bezpośrednio po niej powodują gwałtowne pogorszenie jakości wody, z powodu zatrucia chemikaliami z przemysłu i rolnictwa, którego skutki odczuwamy po dzień dzisiejszy,
- 1972 rok próby uregulowania prawnej ochrony zasobów wody.

Ostrożne szacunki WHO/UNICEF JPM z 2004 podają, że w 2002 roku 1,1 miliarda ludzi pozbawione było dostępu do bezpiecznej wody pitnej, natomiast 2,6 mld nie miało odpowiednich warunków sanitarnych, skutkiem czego z powodu chorób z niedożywienia i głodu umierało codziennie 6000 dzieci, natomiast rocznie z tego powodu umierało 5 mln ludzi [70, 71].

Największym użytkownikiem wody na świecie jest rolnictwo, na które przypada 69% światowego zużycia. W Afryce i Azji ten odsetek jest jeszcze większy i wynosi ponad 89%. Natomiast zużycie wody na cele bytowe gospodarstw domowych w tych krajach stanowi zaledwie 8%.


















Podział zużycia wody pomiędzy różnymi sektorami gospodarki w Europie przedstawia się globalnie jak niżej [8]:

- 42% na cele rolnicze,
- 22% w przemyśle,
- 18% na cele bytowe w gospodarstwach domowych,
- 18% dla produkcji energii elektrycznej.

Podział zużycia wody pomiędzy różnymi sektorami gospodarki w każdym regionie jest inny, w zależności od warunków naturalnych, gospodarczych i struktur demograficznych. Francja i Niemcy większość (64%) wody zużywają do produkcji energii elektrycznej, natomiast najwyższymi wskaźnikami zużycia wody w rolnictwie charakteryzuje się Grecja (88%) oraz Hiszpania (72%).

Zestawienie wielkości aktualnego zużycia wody w różnych regionach i państwach świata w dm^3/Md (tabela 8) [70, 71] uwidacznia, jak bardzo duże są dysproporcje w zużyciu wody pomiędzy krajami rozwiniętymi (bogatymi) a krajami rozwijającymi się (biednymi). Globalnie dla Afryki średnie zużycie wody wynosi zaledwie $20 \text{ dm}^3/\text{Md}$, natomiast dla najbardziej ubogich krajów Afryki zużycie to wynosi zaledwie $10 \text{ dm}^3/\text{Md}$.

Tabela 8. Zużycie wody w różnych regionach i państwach świata w dm^3/Md
Table 8. Water consumption rate in various regions and countries of the world

water consumption per-capita (per day)	region	water consumption per-capita (per day)	region
20	Africa (average)	172	 Netherlands
25	 India	188	 Sweden
120	 Belgium	213	 Italia
129	 Germany	162	 Switzerland
145	 Austria	295	 USA
145	 Denmark	260	 Norway
147	 England	270	 Spain
151	 France	278	 Japan
170	 Luxembourg	500	 Dubai

Dzienne zużycie wody przez mieszkańców najbogatszych krajów (żyją ponad stan, jeśli chodzi o wodę) jest równe miesięcznemu zużyciu wody przez mieszkańców krajów najbiedniejszych. Zużycie wody w Afryce jest poniżej minimum 25 dm³/Md, określonym przez WHO. Większość krajów Afryki obumiera z powodu braku dostępu do świeżej czystej wody. Problemem zaopatrzenia w wodę w skali globalnej od 1997 roku zajmuje się organizacja pod nazwą Światowe Forum Wody (World Water Forum).

Pierwsze Światowe Forum Wody w 1997 roku miało miejsce w Marakechu (Marocco) i przebiegało pod hasłem „Perspektywy dla Wody. Życie i Środowisko w XXI wieku” [14]. Rezultaty tego Forum były rozważane na drugim Światowym Forum Wody w Hadze (Holandia) [15, 49]. W marcu 2003 roku trzecie Światowe Forum Wody w Kyoto (Japonia) uchwaliło rezolucję o powołaniu Wirtualnego Forum Wody, na którym wypowiedziały się tysiące osób pod hasłem „Głosy dla Wody”. Na tym Forum został też przedstawiony Raport z 3000 akcji przeprowadzonych w terenie, w sprawie poprawy sytuacji w zaopatrzeniu w wodę. Trzecie Forum było największym spotkaniem w odniesieniu do problemów związanych z wodą. Wzięło w nim udział 24000 uczestników, w tym 130 ministrów, odbyło się kilkaset spotkań i konferencji ministerialnych [16]. W czwartym Światowym Forum Wody, pierwszym na amerykańskim kontynencie w Mexico City (Meksyk) uczestniczyło około 20000 osób [17]. Piąte Światowe Forum Wody w marcu 2009 roku w Istambule (Turcja) zgromadziło 28000 uczestników. Odbywało się pod hasłami: „Woda elementem kluczowym dla ludzkiego istnienia” – „Dieta imperatywna warunkiem przetrwania na Ziemi”. Forum to wyraziło nadzieję na stworzenie ery nowej świadomości, która doprowadzi do powstania Wszechświatowego Forum Dyskusyjnego (Parlamentu) w temacie „Oszczędna Konsumpcja Wody” [18].

Jeden z wiodących ekspertów w dziedzinie racjonalnego gospodarowania wodą, prof. dr Ahmet Saatei, na piątym Forum stwierdził, że przyjazne i efektywne pod względem kosztów wody nowe technologie, dostępne powszechnie dla konsumentów wody w gospodarstwach domowych (woda do WC z recyklingu), pozwolą ocalić życie wielu ludziom, cierpiącym na niedobór wody na Świecie.

Kiedy każdy z nas nauczy się żyć bez marnowania zasobów wody i będzie racjonalnie i oszczędnie gospodarował wodą, będącą do naszej

dyspozycji, ludzkość naszej planety może mieć szansę na przeżycie w przyszłości. Jest to zadanie zarówno dla obecnych pokoleń, jak też dla wszystkich następnych. Zarysowujące się problemy dysproporcji pomiędzy zapotrzebowaniem a istniejącymi zasobami wody w niedalekiej przyszłości mogą doprowadzić do zmiany sposobu odżywiania się ludzi, co na Forum zostało określone jako „dieta imperatywna”. Wynika to z faktu, że wyprodukowanie żywności na potrzeby diety mięsnej wymaga zużycia dużo większej ilości wody aniżeli produkcja żywności dla diety wegetariańskiej. Porównanie potrzebnej ilości wody na 1 kg produktu przedstawia się jak niżej:

- ziemniaki i warzywa okopowe - 100 dm^3/kg ,
- zboża np. pszenica - 1000 dm^3/kg ,
- mięso drobiowe - 1600 dm^3/kg ,
- ryż - 5000 dm^3/kg ,
- mięso wołowe - 13000 dm^3/kg .

Ciągle powraca pytanie, czym jest woda dla człowieka, towarem czy dobrem wspólnym? Jak zapewnić dostęp do wody najbiedniejszym, przy ciągle wzrastającej cenie wody? Badania Banku Światowego wskazują na konieczność sponsorowania najuboższych, którzy nie są w stanie zapłacić za korzystanie z wody [12, 34].

Rolą rządów, szczególnie w sektorze prywatnym gospodarki wodnej jest kontrola kosztów usług wodnych, aby ceny wody były „sprawiedliwe”.

Prywatyzacja usług wodnych w niektórych krajach doprowadziła do wzrostu liczby gospodarstw domowych odłączonych od systemów wodociągowych, z uwagi na zbyt wysokie koszty tych usług. Od szeregu lat obserwowana jest stała tendencja wzrostu cen wody zarówno w całej Europie jak i w świecie.

Prognozowany wzrost ludności świata i poszczególnych jego regionów, w połączeniu ze wzrostem uprzemysłowienia i urbanizacji, doprowadzi do dalszego zwiększenia zapotrzebowania na wodę i będzie mieć poważne konsekwencje dla środowiska naturalnego. Woda będzie jednym z najważniejszych problemów światowej społeczności XXI wieku. Z tego też względu ceny wody będą wzrastały a zużycie wody w przeliczeniu na mieszkańca/dobę będzie się zmniejszać. Pytanie, do jakich granic?

WHO (Światowa Organizacja Zdrowia) oraz UNICEF w raporcie z 2006 roku określiła minimalne jednostkowe zapotrzebowanie wody na cele bytowo-sanitarne człowieka (gotowanie, picie, higiena, itp.) na $25\div 40 \text{ dm}^3/\text{Md}$ [17].

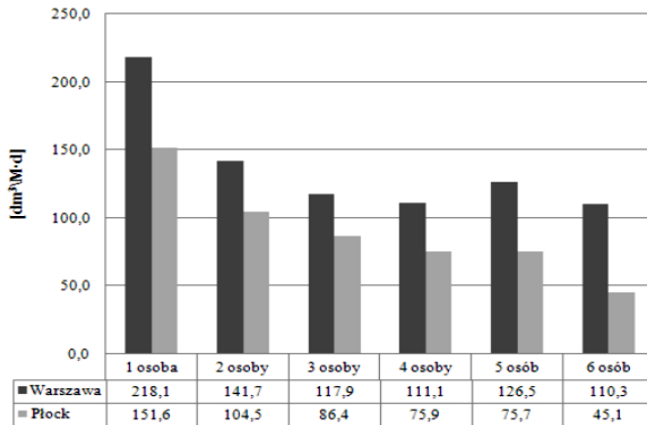
Według badań Greater London Authority z 2007 roku (Wielka Brytania), wynika, że dobowe średnie zużycie wody $\text{dm}^3/\text{M}/\text{dobę}$ nie jest jednakowe we wszystkich wielkościach gospodarstw domowych. W większych gospodarstwach domowych dobowe zużycie wody na osobę jest mniejsze aniżeli w mniejszych gospodarstwach (rysunek 7) [8].

Analogiczne badania przeprowadzone w kraju przez Politechnikę Warszawską w latach 2002-2006, w spółdzielniach mieszkaniowych w Płocku i Warszawie potwierdzają powyższy trend z badań brytyjskich (rysunek 8) [3].

Jakkolwiek w ostatnich dekadach liczba ludności Europy (EU25) wzrosła i liczba gospodarstw domowych również, to w większym stopniu wzrosła jedynie liczba gospodarstw małych. Wynikło to z przebiegu trendu demograficznego w Unii Europejskiej. Wzrosła bowiem liczba osób żyjących samotnie a obniżył się średni wskaźnik ilości osób w gospodarstwie do 2,4 osoby, z tym, że najwyższy poziom wskaźnika odnotowano na Cyprze – 3,0, a najniższy w Danii – 2,0 [36].



Rys. 7. Zużycie wody w zależności od wielkości gospodarstwa domowego
Fig. 7. Water consumption rate depending on the household size



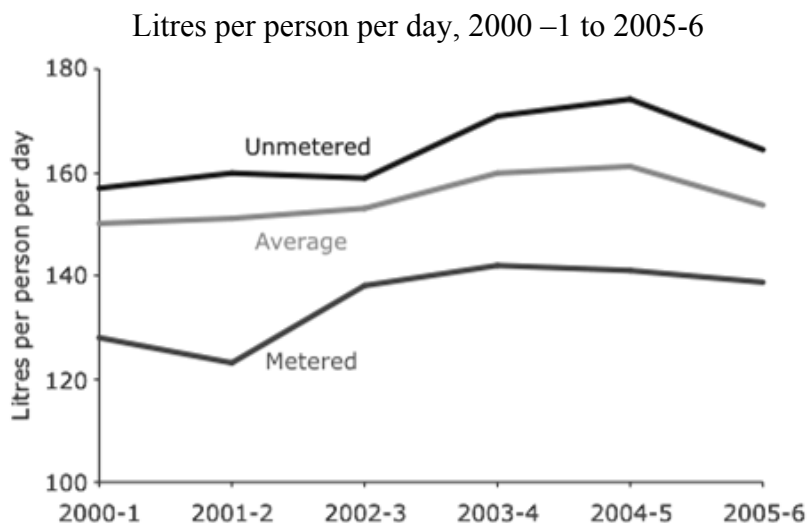
Rys. 8. Jednostkowe zużycie wody w lokalach w Warszawie i Płocku
Fig. 8. Water consumption rate in the households of Warsaw and Płock

Dla zwiększenia efektywności wykorzystania wody służy stały monitoring zarówno zasobów jak i dystrybucji wody, stosowanie zamkniętych obiegów wody wszędzie tam, gdzie jest to możliwe, wykorzystanie szczególnie w rolnictwie ścieków po ich oczyszczeniu oraz likwidowanie przecieków w sieciach przesyłowych i instalacjach wewnętrznych.

Stały indywidualny monitoring ilości zużywanej wody w gospodarstwach domowych wskazuje, że po zainstalowaniu wodomierzy następuje spadek zużycia wody średnio w granicach 15-25%.

Sytuację tą potwierdza badanie zużycia wody w południowo-zachodnim regionie Wielkiej Brytanii (South West) (rysunek 9) [21].

Przebieg dotychczasowego trendu w zmniejszającym się jednostkowym dobowym zużyciu wody, w wyniku indywidualnego opomiarowania poboru wody, ogromnego postępu technologicznego w zakresie użytkowanego, dużo mniej wodochłonnego sprzętu AGD i sanitarnego oraz wzrastającej cenie wody, zostanie utrzymany również w najbliższej przyszłości. Trend ten będzie wzmacniany przez zalecenia Organizacji Międzynarodowych i administracji krajowych w zakresie oszczędnego gospodarowania wodą. O przebiegu dotychczasowego trendu zmniejszania się jednostkowego zużycia wody w gospodarstwach domowych oraz równoczesnego kształtowania się cen wody, świadczą badania przeprowadzone w latach 1990-2005 w Danii i w latach 1992-2004 w Estonii (rysunek 10 i 11) [8].



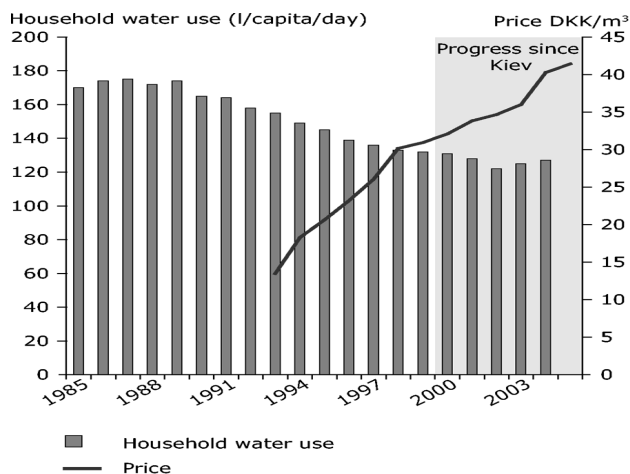
Rys. 9. Zużycie wody przed i po opomiarowaniu gospodarstw domowych (średnie jednostkowe zużycie wody w gospodarstwach domowych nieopomiarowanych wynosiło 165 dm³/Md, średnie jednostkowe zużycie wody w gospodarstwach domowych opomiarowanych wynosiło 139 dm³/Md)

Fig. 9. Water consumption rate before and after households metering (average unit consumption of not metered households was 165 dm³/Md, average unit consumption of metered households was 139 dm³/Md)

Również badania krajowe potwierdzają powyższy trend zmniejszania się jednostkowego dobowego zużycia wody na mieszkańca w gospodarstwach domowych w Polsce (tabela 9) [26] i w poszczególnych regionach Polski (tabela 10) [20].

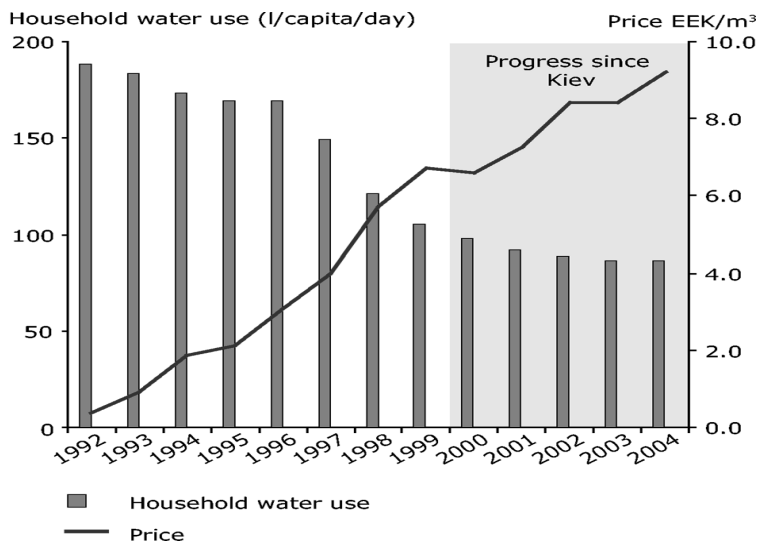
Znacznie niższy poziom zużycia wody na wsi wynika z mniejszej powszechności instalacji komplementarnie korzystających z wody wodociągowej (łazienka, spłukiwany ustęp, instalacja ciepłej wody użytkowej), jak również z rosnących opłat za wodę oraz instalowania wodomierzy domowych.

Zestawienie wielkości jednostkowego zużycia wody dla różnych wielkości miast Polski, w okresie 1999-2003 w dm³/Md (tabela 11) [26], pokazuje współzależność wartości jednostkowego zużycia wody od wielkości miasta.



Rys. 10. Przebieg trendu jednostkowego zużycia wody i kształtowania się cen w Danii

Fig. 10. Trendline of water consumption rate of water prices in Denmark



Rys. 11. Przebieg trendu jednostkowego zużycia wody i cen w Estonii

Fig. 11. Trendline of water consumption rate and water prices in Estonia

Wraz ze wzrostem wielkości miasta wartość wskaźnika jednostkowego zużycia wody wzrastała od 94 do 143 dm³/Md. Tendencja powyższych zmian za okres 1999-2003 jest zbliżona do trendu z lat 1994-

1998. Wskaźniki dla miast małych (94 dm³/Md) można już uznać za dość niskie, zbliżone do wartości uważanych obecnie za graniczne dla utrzymania odpowiedniego poziomu życia mieszkańców.

Tabela 9. Jednostkowe zużycie wody w gospodarstwach domowych w latach 1980-2004

Table 9. Water consumption rate of households from 1980 to 2004

Rok	1980	1990	1992	1994	1995	1996	1997	1998	2000	2004
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
dm ³ /Md	267	209	197	188	168	158	149	144	131	113

Tabela 10. Zestawienie jednostkowego zużycia wody w poszczególnych regionach Polski w 2006 roku

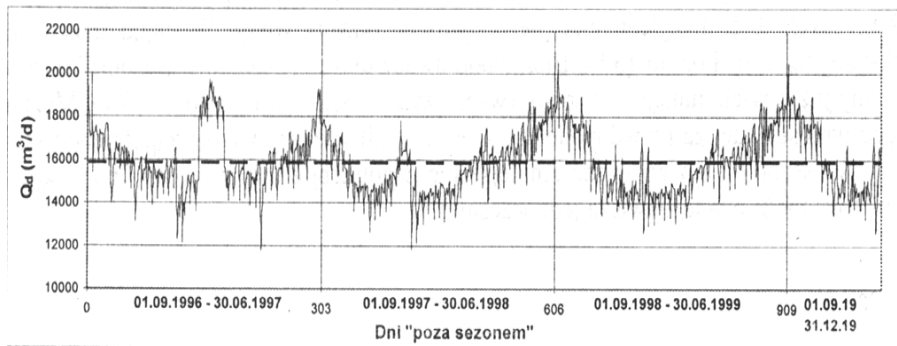
Table 10. Water consumption rate in different regions of Poland

Lp.	Województwo	Miasta dm ³ /Md	Wieś dm ³ /Md
1	2	3	4
1	Dolnośląskie	100	64
2	Kujawsko-Pomorskie	97	82
3	Lubelskie	90	61
4	Lubuskie	93	70
5	Łódzkie	109	86
6	Małopolskie	106	39
7	Mazowieckie	120	71
8	Opolskie	97	66
9	Podkarpackie	85	44
10	Podlaskie	85	82
11	Pomorskie	100	76
12	Śląskie	92	60
13	Świętokrzyskie	87	50
14	Warmińsko-Mazurskie	97	67
15	Wielkopolskie	98	96
16	Zachodniopomorskie	110	93
17	POLSKA	101	67

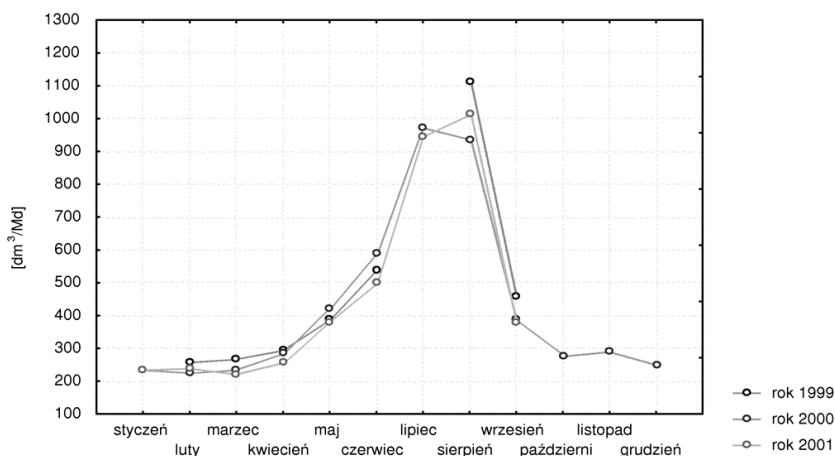
Badanie przeprowadzone w Kołobrzegu w latach 1996-1999 (poza sezonem letnim) wskazuje na utrzymywanie się na stałym poziomie ogólnego zużycia wody, przy stale wzrastającej liczbie ludności stałej, co świadczy o stale zmniejszającym się jednostkowym zużyciu wody (rysunek 12) [21÷25].

Tabela 11. Zestawienie wielkości jednostkowego zużycia wody dla różnych wielkości miast Polski w okresie 1999-2003**Table 11.** Water consumption rate in different cities of Poland from 1999 to 2003

Miasta wg liczby ludności (tys.)	Jednostkowe zużycie wody dm^3/Md					Zmiana jednostkowego zużycia wody w %	
	1999	2000	2001	2002	2003	1999-2003	1994-1998
1	2	3	4	5	6	7	8
< 10	115	114	118	110	97	-18,6	-14,8
10-20	108	102	97	99	94	-14,9	-22,5
20-50	119	119	118	110	104	-14,4	-29,7
50-100	121	114	111	108	100	-21,0	-28,9
100-200	142	124	119	113	105	-35,2	-39,3
200-500	146	136	127	123	117	-24,8	38,9
> 500	174	169	159	156	143	-21,7	19,4

**Rys. 12.** Zmienność rozbioru wody dla Kołobrzegu (poza sezonami letnimi)
Fig. 12. Changes in water consumption for Kołobrzeg city (excluding summer season)

Odrębnym zagadnieniem jest zaopatrzenie w wodę miejscowości turystyczno-wypoczynkowych, w których w sezonie turystycznym występuje wielokrotny wzrost ilości osób korzystających z wody w stosunku do ilości mieszkańców stałych. W tym przypadku następuje również wielokrotny wzrost jednostkowego zapotrzebowania na wodę (dm^3/Md), w przeliczeniu na mieszkańca stale tam zamieszkującego [78, 85] (rysunek 13) [60].



Rys. 13. Jednostkowy wskaźnik zużycia wody w przeliczeniu na jednego mieszkańca stałego gminy Mielno, wyznaczony dla poszczególnych miesięcy prowadzenia badań

Fig. 13. Water consumption rate in Mielno commune, recorded during each month of the year

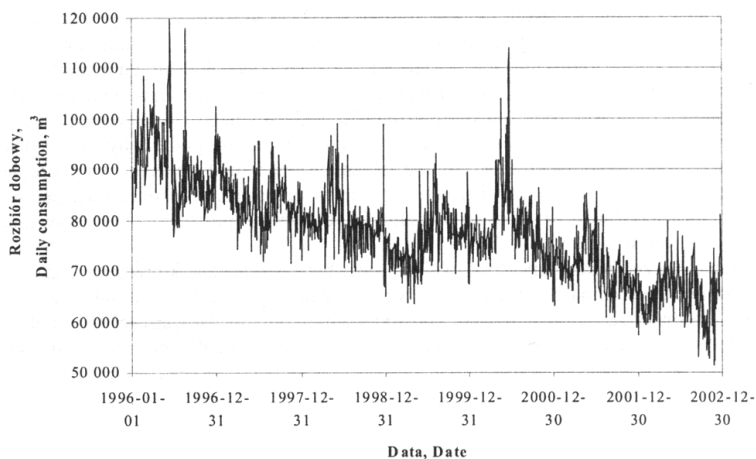
Wyniki badań z roku 1994 w losowo wybranych 4 budynkach mieszkalnych 10-piętrowych Koszalina i Słupska, charakteryzujących się jednakowym standardem wyposażenia, opomiarowanych i nieopomiarowanych, potwierdziły, że [80]:

- zużycie wody w budynkach nieopomiarowanych było znacząco większe aniżeli w budynkach opomiarowanych, jednakże było ono niższe o 2-3 m³/Mm-c od normatywnego ryczałtu 7 m³/Mm-c,
- wraz ze wzrostem liczby mieszkańców w gospodarstwach domowych obniżyło się znacznie średnie zużycie wody przypadające na mieszkańca.

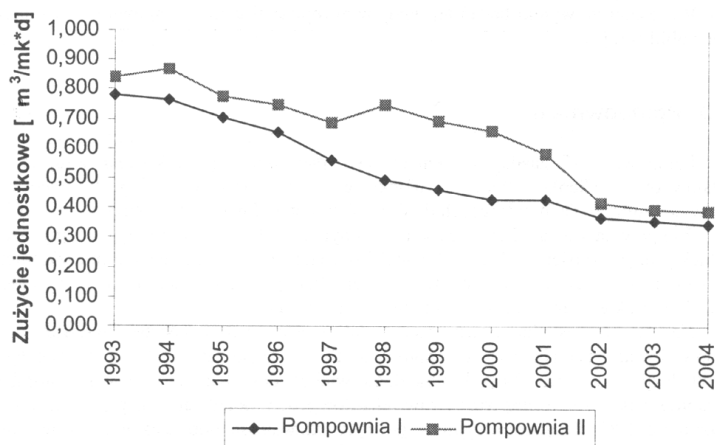
Podobne badania z lat 1996-2002 dla większego miasta w Polsce wykazało wyraźną tendencję zmniejszania się ogólnego zużycia wody, głównie z powodu coraz szerszego zastosowania gospodarki wodociarowej (rysunek 14) [31].

Badania przeprowadzone w Gliwicach w dwóch osiedlach mieszkalnych, o liczbie mieszkań odpowiednio 1952 dla przepompowni I oraz 2225 dla przepompowni II, w okresie od 1993 roku do 2004 roku po-

twierdziło zmniejszenie się jednostkowego dobowego zużycia wody (rysunek 15) [28].



Rys. 14. Szereg czasowy dobowego zużycia wody dla lat 1996÷2002
Fig. 14. Daily water consumption from 1996 to 2002



Rys. 15. Jednostkowe zużycie wody na mieszkanie z lat 1993÷2004
Fig. 15. Water consumption rate from 1993 to 2004

Wyniki badań w miejscowościach miejskich, wiejskich i typowo turystyczno-wypoczynkowych Pomorza Środkowego za okres 1988-1993

wskazują na spadek zużycia wody i zmniejszenie się wskaźników jednostkowego zużycia w granicach 20-50% w stosunku do wskaźników normatywnych. Jest to wynikiem indywidualnego opomiarowania zużycia wody i urealnienia ceny jej nabycia [83]. Podobne wyniki uzyskano z badań prowadzonych w latach 1988-1992 w szeregu miast województwa Dolnośląskiego [47].

Sytuację powyższą potwierdza również zestawienie zużycia wody w średniej wielkości osiedlu mieszkaniowym o 7000 mieszkańców w Spółdzielni Mieszkaniowej „Nasz Dom” w Koszalinie, z okresu 1993-2004 (tabela 12, rysunek 16 i 17) [81].

Tabela 12. Zużycie wody na osiedlu mieszkaniowym Spółdzielni Mieszkaniowej „Nasz Dom” w Koszalinie

Table 12. Water consumption in housing estate “Nasz Dom” in Koszalin

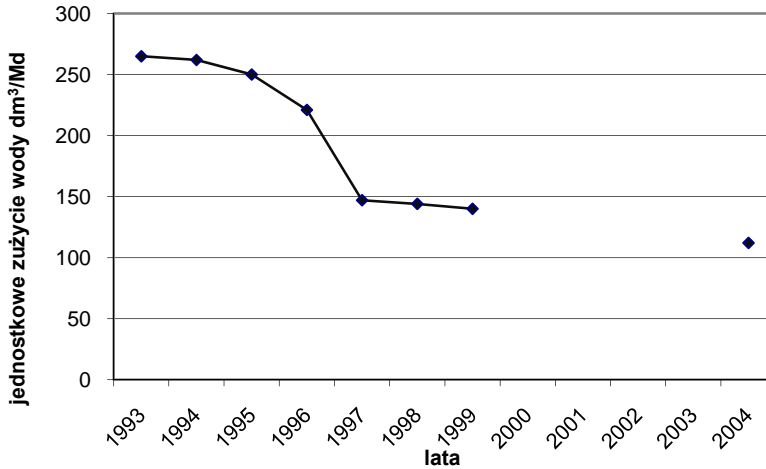
Lata	Roczne zużycie wody	Miesięczne zużycie wody	Dobowe zużycie wody	Ilość zainstalowanych wodomierzy	
	tyś.m ³ /rok	m ³ /m-c	dm ³ /Md	szt.	%
1	2	3	4	5	6
1993	641,155	7,97	265	0	0,00
1994	665,469	7,86	262	72	2,44
1995	603,379	7,50	250	201	6,81
1996	533,169	6,63	221	2116	71,73
1997	376,335	4,42	147	2350	79,66
1998	346,630	4,31	144	2450	83,05
1999	338,794	4,19	140	2840	96,27
2004*	66,483	3,38	112	2950	100,00

* obejmuje tylko I kwartał roku 2004

Wyraźny spadek zużycia wody z 265 dm³/Md do 147 dm³/Md nastąpił w momencie, gdy ilość zainstalowanych wodomierzy wzrosła do 80% (1997 rok), z tendencją do dalszego spadku. Dane z I kwartału 2004 roku, przy 100% opomiarowaniu mieszkań, wykazują jednostkowe zużycie wody 112 dm³/Md [27]. Dodatkowym czynnikiem, mającym wpływ na powyższy trend była również wzrastająca cena 1 m³ wody (tabela 13) [5, 37].

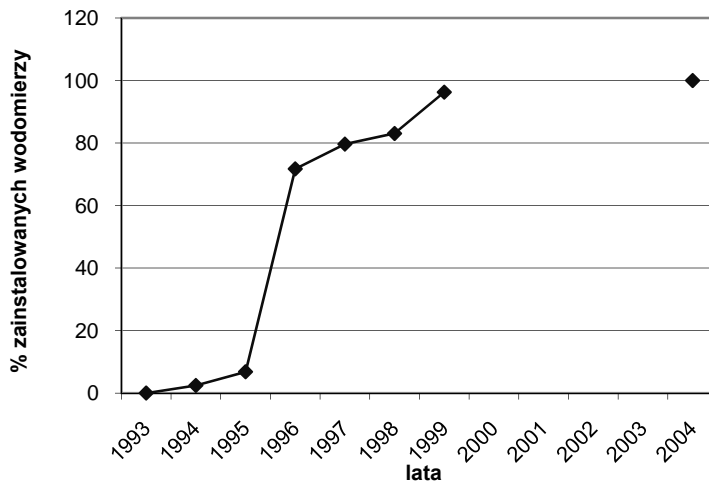
Zależność jednostkowego zużycia wody od jej ceny w latach 1992-2004 została przebadana dla większych miast województwa Kujawsko-Pomorskiego (rysunki 18÷20) [37].

Przykładowe ceny wody i ścieków w 2005 roku w większych miastach Polski (rysunek 21) [74].



Rys. 16. Jednostkowe dobowe zużycie wody w latach 1993-2004

Fig. 16. Water consumption rate from 1993 to 2004

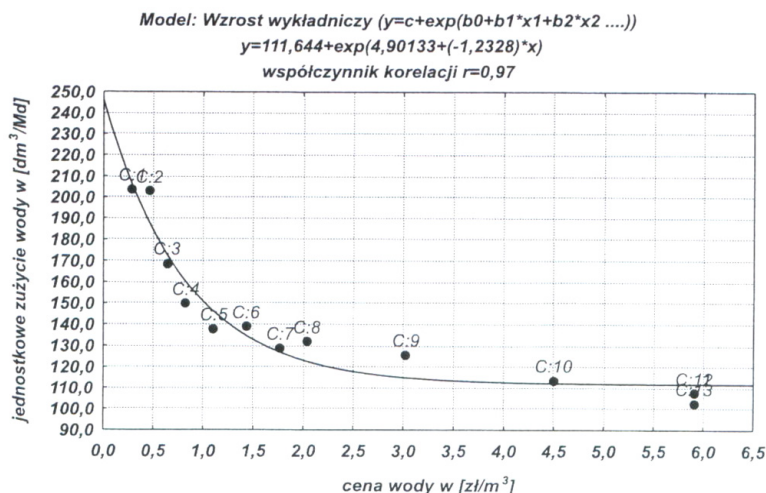


Rys. 17. Procentowy wzrost ilości zainstalowanych wodomierzy w latach 1993-2004

Fig. 17. Percentage growth the number of instaled water metres from 1993 to 2004

Tabela 13. Średnie krajowe ceny wody i ścieków w latach 2001-2005 w zł/m³
Table 13. Average national water and sewage prices from 2001 to 2005

lata	woda	ścieki	woda	ścieki
	gospodarstwa domowe		przemysł	
1	2	3	4	5
2001	1,76	1,98	2,25	2,56
2002	2,03	2,39	2,38	2,97
2003	2,15	2,62	2,41	3,17
2004	2,22	2,80	2,41	3,25
2005	2,30	2,94	2,50	3,46

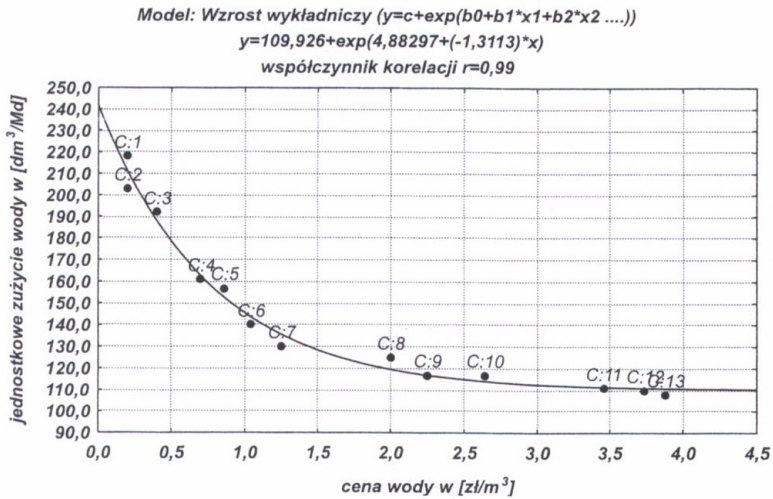


Rys. 18. Zależność jednostkowego zużycia wody od jej ceny w latach 1992-2004 dla miasta Bydgoszcz

Fig. 18. Relation between water consumption rate and its price from 1992 to 2004 for Bydgoszcz city

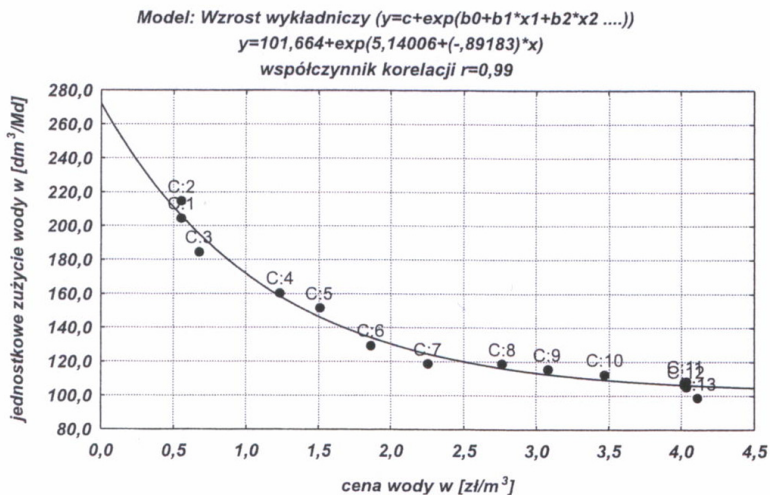
W kraju odnotowuje się ciągły wzrost opłat za wodę i ścieki, który np. za okres od 2001 do 2005 roku dla wrocławskich gospodarstw domowych wyniósł 23% [57]. Jest to wynik urynkowienia cen wody na skutek przemian ustrojowych po 1989 roku.

W wyniku oddziaływania powyższych czynników w gospodarstwach domowych nastąpiło bardziej racjonalne gospodarowanie wodą.



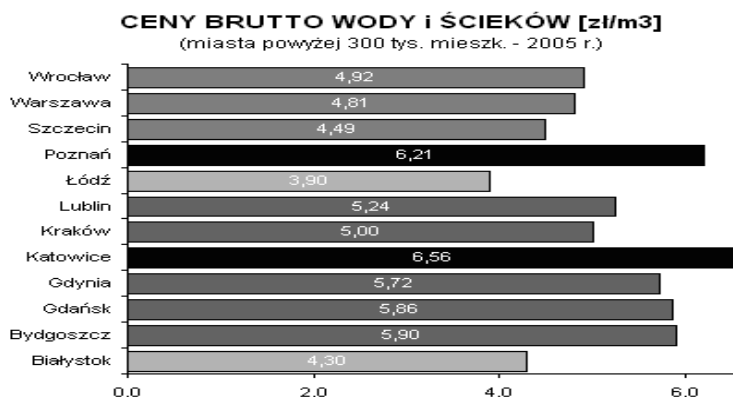
Rys. 19. Zależność jednostkowego zużycia wody od jej ceny w latach 1992-2004 dla miasta Toruń

Fig. 19. Relation between water consumption rate and its price from 1992 to 2004 for Toruń city



Rys. 20. Zależność jednostkowego zużycia wody od jej ceny w latach 1992-2004 dla miasta Włocławek

Fig. 20. Relation between water consumption rate and its price from 1992 to 2004 for Włocławek city



Rys. 21. Ceny brutto wody i ścieków w miastach powyżej 300 tys. w 2005 roku
Fig. 21. Gross water and sewage prices for the cities with more than 300 000 inhabitants in 2005

Zużycie wody według szeregu badań z ostatnich lat jest znacznie mniejsze aniżeli określił je Minister Infrastruktury w Rozporządzeniu z dnia 14 stycznia 2002 roku (tabela 14) [42] oraz Instytut Gospodarki Przestrzennej i Komunalnej z 1991 roku (tabela 15) [77].

Zasady ustalania opłat za wodę i ścieki reguluje Ustawa z dnia 7 czerwca 2001 roku o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzeniu ścieków [41, 43, 64], która definiuje w art. 3 tego rodzaju usługi jako zadania własne gmin, natomiast przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne, zgodnie z art. 5 mają obowiązek zapewnić ciągle, niezawodne, należytej jakości dostawy wody i odprowadzenia ścieków.

Rozliczenia poszczególnych grup odbiorców z przedsiębiorstwem następuje w oparciu o taryfę, którą proponuje przedsiębiorstwo, w kalkulacji opartej na zasadzie „niezbędnych przychodów”. Taryfy podlegają corocznie zatwierdzeniu przez Radę Gminy, które też może podjąć uchwałę o dopłacie dla określonej grupy odbiorców.

W budynkach wielolokalowych umowa o dostarczanie wody i odprowadzania ścieków zawierana jest z właścicielem lub zarządcą nieruchomości wspólnej np. ze spółdzielnią mieszkaniową. Rozliczenie zużycia wody odbywa się w oparciu o wskazania wodomierzy głównych, znajdujących się na głównych przyłączach do budynków [52].

Nadzór nad jakością wody, zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Zdrowia z dnia 19 listopada 2002 roku, sprawuje Państwowa Inspekcja Sanitarna [44].

Tabela 14. Przeciętne normy zużycia wody

Table 14. Average norms of water consumption rate

Lp.	Wyposażenie mieszkania w instalacje	Przeciętne normy zużycia wody
		dm ³ /Md
1	2	3
1	Wodociąg bez ubikacji i łazienki (brak kanalizacji), pobór wody ze źródła podwórzowego lub ulicznego	30
2	Wodociąg, ubikacja bez łazienki	50÷60*
3	Wodociąg, zlew kuchenny, wc, brak łazienki i ciepłej wody	70÷90*
4	Wodociąg, ubikacja, łazienka, lokalne źródło ciepłej wody (piecyk węglowy, gazowy-gaz z butli, elektryczny, bojler)	80÷100*
5	Wodociąg, ubikacja, łazienka, dostawa ciepłej wody do mieszkania (z elektrociepłowni, kotłowni osiedlowej lub blokowej)	140÷160*

* *Wartości niższe odnoszą się do budynków podłączonych do zbiorników bezodpływowych na terenach nieskanalizowanych, wartości wyższe odnoszą się do budynków podłączonych do sieci kanalizacyjnych.*

Tabela 15. Wskaźniki zapotrzebowania na wodę w mieszkalnictwie w 2010 roku

Table 15. Indicators of water demand in housing for 2010

Klasa	Standard wyposażenia mieszkań w urządzenia techniczno-sanitarne	Średnie zapotrzebowanie dobowe (l/dM)	Współczynnik nierównomierności dobowej i godzinowej w zależności od liczby obsługiwanych mieszkańców						
			N	10	11÷20	21÷50	51÷100	101÷500	ponad 500
Budynki wielorodzinne									
I	Mieszkania wyposażone w wodociąg, kanalizację, w.c. i łazienkę, z centralną dostawą ciepłej wody	200;250	N _d	1,25	1,25	1,25	1,20	1,20	1,20
II	Jak wyżej, lecz z lokalnym urządzeniem do podgrzewania wody	180÷220	N _b	2,00	1,90	1,80	1,70	1,60	1,50

Analizę rzeczywistych jednostkowych rozborów wody (q-dm³/Md) oraz współczynników nierównomierności w latach 2006 i 2007,

w osiedlu Koszalińskiej Spółdzielni Mieszkaniowej „Przylesie”, wykonała Politechnika Koszalińska [82, 84]. Badania przeprowadzono dla charakterystycznych pór roku i dni tygodnia (tabela 16, 17) [81].

Tabela 16. Jednostkowe rozbiory wody w poszczególnych porach roku 2006 i 2007

Table 16. Water consumption rate in particular seasons from 2006 to 2007

Lp.	Pora roku	2006				2007			
		q dm ³ /Md	Nd	T °C	Opad mm	q dm ³ /Md	Nd	T °C	Opad mm
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	Zima	110	1,17	+0,8	11	106	1,08	+7,2	26
2	Wiosna	104	1,08	+16,8	58	104	1,09	+19,2	70
3	Lato	113	1,12	+26,5	13	124	1,10	+21,2	193
4	Jesień	114	1,10	+9,8	92	82	1,22	5,8	93
5	Średnia	110	1,12			104	1,12		

Tabela 17. Jednostkowe rozbiory wody w poszczególnych dniach tygodnia 2006 i 2007 roku

Table 17. Water consumption rate in particular days of the week from 2006 to 2007

Lp.	Dni tygodnia	2006		Z.W.L.* 2007	Jesień 2007	2007
		q dm ³ /Md	Nh	q dm ³ /Md	q dm ³ /Md	Nh
1	2	3	4	5	6	7
1	Czwartek	109	1,91	106	77	1,65
2	Piątek	119	1,95	116	80	1,74
3	Sobota	121	1,89	120	100	1,79
4	Niedziela	108	2,07	113	83	1,81
5	Poniedziałek	103	1,96	109	83	1,88
6	Wtorek	106	1,99	105	66	1,87
7	Środa	105	2,02	113	83	1,95
8	Średnia	110	1,97	112	82	1,81

* Z.W.L. – zima, wiosna, lato

Wielkość jednostkowego zużycia wody w jesieni 2007 roku (82 dm³/Md) była o 28% niższa niż w analogicznym okresie 2006 roku (114 dm³/Md), przy równoczesnym wzroście współczynnika Nd z 1,10 do 1,22. Było to spowodowane:

- zmianą sposobu zaopatrzenia mieszkańców w ciepłą wodę, (z indywidualnego na centralne), przez co wzrosły opłaty za ciepłą wodę,
- opomiarowaniem indywidualnego zużycia zimnej i ciepłej wody.

Zmiana ta wymusiła na mieszkańcach bardziej racjonalne i oszczędne gospodarowanie wodą [53, 58, 59]. Natomiast w okresie lata 2007 roku nastąpił wzrost jednostkowego zużycia wody o ponad 10% w stosunku do lata 2006 roku. Wzrost ten był spowodowany czynnikami zewnętrznymi: wyraźnie niższą (o 5°C) średnią temperaturą lata 2007 roku, znacznie wyższymi (193 mm w stosunku do 13 mm) opadami atmosferycznymi, co skutkowało pozostaniem wielu mieszkańców w domach zamiast wyjazdów wypoczynkowych nad pobliskie nadmorskie plaże i jeziora.

Analiza jednostkowego zużycia wody w poszczególnych dniach tygodnia wskazuje na wyraźnie wyższe (od 5% do 10%) zużycie w piątki i soboty.

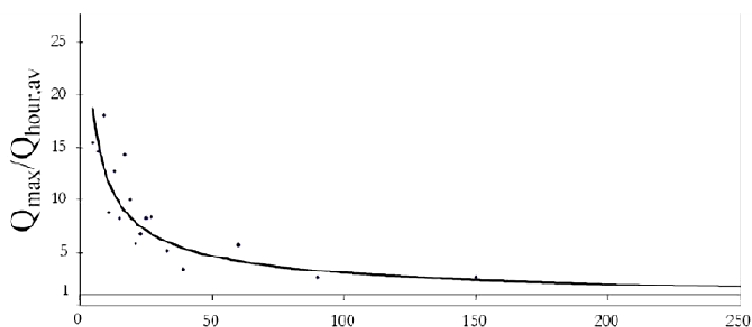
Badania przeprowadzone przez Politechnikę Białostocką w 2003 roku, w aspekcie ustalenia rzeczywistych wskaźników nierównomierności dobowej i godzinowej rozbiórki wody w budownictwie wielorodzinnym wskazują, że wielkości te uzależnione są od liczby obsługiwanych mieszkańców (tabela 18) [56].

Tabela 18. Wskaźniki nierównomierności dobowej i godzinowej dla obiektów o różnej wielkości

Table 18. Indicators of day and hour irregularity of the water consumption for the different numbers of households

Liczba lokali	Liczba osób	Nd	Nh
1	2	3	4
do 20	21÷112	1,059÷1,707	1,82÷5,33
21÷40	47÷157	1,047÷1,313	2,13÷3,81
41÷60	78÷255	1,119÷1,400	1,86÷3,81
61÷99	249÷285	2,140÷1,199	2,28÷2,70
100÷531	300÷1530	1,109÷1,375	1,50÷2,39

Zależność współczynnika nierównomierności chwilowej rozbiórki wody (N_q) w zależności od wielkości obiektu (liczby lokali) potwierdza, że wartość współczynnika wzrasta wraz ze zmniejszeniem się wielkości obiektu (Rysunek 22.) [48, 54, 55].



Rys. 22. Zależność współczynnika N_q od liczby lokali mieszkalnych
Fig. 22. Relation between an indicator of irregularity and number of households

Z tego też względu dalsze dodatkowe badania dla małych obiektów mogłyby przyczynić się do uściślenia wartości współczynników nierównomierności, jak też jednostkowego zużycia wody.

4. Perspektywy rozwiązania problemu

Jest powszechna zgoda, co do tego, że woda jest źródłem życia. Wodę powinno się traktować jako powszechnie dostępne bogactwo naturalne (dobro powszechne). Nadszedł czas na wspólną strategię w skali świata i regionów w walce o powszechny dostęp do wody pitnej. Należy więc tworzyć programy gospodarki zasobami wodnymi i ich ochrony, uwzględniając z jednej strony prognozowany wzrost ludności świata i poszczególnych regionów, rozwój rolnictwa i produkcji żywności, rozwój przemysłu i energetyki, a z drugiej strony ograniczone zasoby wody na Ziemi.

Dla zrealizowania powyższej strategii zrównoważonego rozwoju we wszystkich sektorach gospodarki w programach należy dążyć do:

- zagwarantowania prawa powszechnego dostępu do wody,
- zmniejszenia popytu na wodę poprzez postęp technologiczny w zakresie używanego sprzętu i likwidacji przemysłów i upraw rolniczych wodochłonnych,
- ograniczenia ilości pobieranej wody tak, by zasoby wodne nie były nadmiernie eksploatowane ze szkodą dla ekosystemu i środowiska naturalnego,
- zwiększenia efektywności jej wykorzystania w połączeniu z właściwą polityką opłat za zużywaną wodę (dopłaty dla najuboższych),

- oceny i monitorowania zasobów wodnych i ich zużycia,
- zwiększenia wykorzystania alternatywnych źródeł wody jak np.: oczyszczone ścieki, zgromadzona woda deszczowa, recykling „szarej” wody, odsalanie wody słonej,
- likwidacji strat wody w systemach dystrybucyjnych z powodu nieuszczelności lub przestarzałych technologii,
- zwiększenie poziomu finansowania i budowy nowych zbiorników retencyjnych,
- zaniechanie upraw bioenergetycznych na obszarach, na których występuje niedobór wody,
- rozwijania lokalnej świadomości na temat problemów wody poprzez certyfikację ekologiczną, programy edukacyjne w szkołach, programy doradcze dla rolników,
- połączenie wyboru upraw rolnych i efektywnych metod nawadniania,
- poprawy współpracy transgranicznej i wykorzystaniu zasobów wody wspólnych dla kilku regionów.

Realizacja powyższych celów wymaga zmiany podejścia do zarządzania zasobami i dystrybucją wody. Rządy i odpowiedzialne administracje w większym zakresie winny wdrażać plany zarządzania ryzykiem wystąpienia suszy aniżeli koncentrować się na zarządzaniu w sytuacjach kryzysowych. Jednym z Milenijnych Celów Rozwoju jest zmniejszanie o połowę do 2015 roku odsetek osób pozbawionych stałego dostępu do bezpiecznej wody pitnej i urządzeń sanitarnych [35].

Bezpieczeństwo wodne powinno być uznane za wielki priorytet na równi z bezpieczeństwem energetycznym, natomiast oszczędne użytkowanie wody jest jednym z najskuteczniejszych sposobów ochrony jej zasobów. Marnotrawstwem wody jest nie tylko używanie jej w ilości przekraczającej rzeczywiste niezbędne zapotrzebowanie, straty na dystrybucji i przesyłce wody, ale również używanie wysokiej jakości wody do celów, które tego nie wymagają.

W Raporcie ONZ z Kyoto (2003 rok) stwierdzono jednakże, że nie uda się, jak pierwotnie zakładano, zmniejszyć o połowę głodujących na świecie z braku dostępu do wody, gdyż związane z tym inwestycje musiałyby wzrosnąć do 180 mld USD, wobec obecnych 80 mld USD. Realizacja tego planu może się opóźnić do lat 15 a w przypadku niektórych krajów afrykańskich nawet o dziesiątki lat. Największym proble-

mem nie jest bowiem sam w sobie brak wody, ale brak prawidłowej jej dystrybucji i nierówny dostęp do jej zasobów [66].

W szeregu regionach np. Ameryce Łacińskiej, w Afryce subsaharyjskiej, centralnej Azji i Europie istnieją olbrzymie zasoby wód podziemnych, które przedstawiają się jak niżej:

- Kongo 291 000 m³/M,
- Papua Nowa Gwinea 170 000 m³/M,

podczas, gdy powyższe wskaźniki w krajach, które nie mają tych problemów wynoszą:

- Stany Zjednoczone 9 000 m³/M,
- Arabia Saudyjska 118 m³/M,
- Kuwejt 10 m³/M.

O skali problemu do rozwiązania świadczy przykładowe zestawienie dostępności do wody i urządzeń sanitarnych wraz z oczekiwaną długością życia, w krajach rozwijających się, w których dostępność jest mniejsza od 50% (tabela 19) [66].

Część specjalistów uważa, że właściwym rozwiązaniem jest sprywatyzowanie sektora usług wodociągowych, argumentując, że przedsiębiorstwa państwowe są nieefektywne i skorumpowane oraz, że brak im pieniędzy na niezbędne inwestycje. Prywatyzacja doprowadza jednakże do uwolnienia cen wody, których nie są w stanie opłacić najubożsi. W tej sytuacji państwo powinno kontrolować ceny i jakość dostarczanej wody oraz sponsorować najuboższych w odpowiednich dopłatach. Ponieważ jednak w krajach rozwijających się następuje najwyższy wzrost populacji a więc zwiększa się ilość ludzi potrzebujących dostępu do zasobów wody, natomiast budżety tych krajów charakteryzują się chronicznym brakiem pieniędzy, w tym też na ww. dopłaty, jedynym w tym przypadku wsparciem może być pomoc bogatszych krajów i międzynarodowych organizacji pozarządowych jak ONZ, Unia Europejska, Bank Światowy itp.

Największym wyzwaniem w skali globalnej, zgodnie z raportem z Kyoto, jest nakłanianie władz do wdrożenia zmian w dziedzinie gospodarki wodnej. Bierność najwyższych władz i brak zrozumienia skali problemu uniemożliwiają podjęcie działań zaradczych we właściwym czasie.

Tabela 19. Dostępność do wody i urządzeń sanitarnych a oczekiwana długość życia
Table 19. Relation between accessibility to water and sanitary facilities and life expectancy

Lp.	Kraj	Procent populacji bez dostępu do bezpiecznej wody, lata 1990-1996	Procent populacji bez dostępu do urządzeń sanitarnych, lata 1990-1996	Oczekiwana długość życia dla noworodka, rok 1995	Śmiertelność do 5 roku życia na 1000 żywych urodzeń, rok 1996
1	2	3	4	5	6
1	Czad	76	79	47.2	149
2	Etiopia	75	81	48.7	177
3	Zambia	73	36	42.7	202
4	Papua Nowa Gwinea	72	78	56.8	112
5	Angola	68	84	47.4	292
6	Kongo	66	31	51.2	108
7	Madagaskar	66	59	57.6	164
8	Sierra Leone	66	89	34.7	284
9	Kambodża	64	86	52.9	170
10	Haiti	63	75	54.6	134
11	Malawi	63	94	41	217
12	Republika Środkowej Afryki	62	73	48.4	164
13	Tanzania	62	14	50.6	144

Tabela 19. cd.**Table 19. cont.**

1	2	3	4	5	6
14	Laos	56	82	52.2	128
15	Gwinea	54	69	45.5	210
16	Uganda	54	43	40.5	141
17	Gambia	52	63	46	107
18	Niger	52	83	47.5	320
19	Turcija	51	38	68.5	47
20	Benin	50	80	54.4	140
21	Kamerun	50	50	55.3	102
22	Nigeria	50	43	51.4	191
23	Sudan	50	78	52.2	116

Specjaliści powinni brać pod uwagę oprócz zagadnień ekonomicznych również kwestie społeczne i polityczne, natomiast politycy powinni być lepiej zorientowani w problematyce zasobów wodnych. W przeciwnym razie zamiast konkretnych działań, dalej będziemy mieli jedynie polityczną retorykę i górnolotne obietnice. Jak dotąd niewiele spośród wyznaczonych celów zostało osiągniętych. W związku z powyższym szacuje się, że do 2025 roku przeciętna ilość wody przypadająca na jednego mieszkańca globu zmniejszy się średnio o 33%, w krajach rozwijających się o 50% a w uprzemysłowionych o 18%.

Według najbardziej pesymistycznych prognoz do 2050 roku, 7 mld ludzi w 60 krajach będzie cierpieć z powodu niedoboru wody. Według optymistycznych prognoz będą to 2 mld w 48 krajach. Raport szacuje, że wzrost niedoboru wody na świecie w 20% będzie wynikiem zmian klimatycznych. Wzrost zanieczyszczeń i temperatury spowoduje pogorszenie jakości wody pitnej. Zagrożonych wyginięciem jest 24% ssaków i 12% ptaków, których naturalnym środowiskiem są wody śródlądowe oraz 3% ryb [66].

Program Oceny Zasobów Wodnych na Świecie (World Water Assessment Programme) pracuje nad stworzeniem Światowego Portalu Wodnego, którego celem jest stworzenie dostępu do wszelkich informacji o wodzie dla polityków, managerów, fachowców i szerokiej społeczności.

Zachodzi obawa, że w wielu rejonach świata, takich jak Bliski Wschód, Azja Centralna i Basen Morza Śródziemnego mogą się nasilić konflikty zbrojne, w których stawką będzie dostęp do wody.

Literatura

1. **Alcamo J., Flörke M., Märker M.:** *Future long-term changes in global water resources driven by socio-economic and climatic change*. Hydrological Sciences Journal 52/2007.
2. **Amelung B., Błażejczyk K., Matzarakis A.:** *Climate Change and Tourism – Assessment and Coping Strategies*. Maastricht-Warsaw-Freiburg, 2007.
3. **Biedugnis S., Smolarkiewicz M., Podwójci P., Sarejko G.:** *Analiza zużycia wody w zabudowie wielorodzinnej na przykładzie wybranych spółdzielni Mazowsza*. VIII Ogólnopolska Konferencja Naukowa p.t. Kompleksowe i szczegółowe problemy inżynierii środowiska. Politechnika Koszalińska, Komitet Górnicztwa PAN. Koszalin-Darłówek, maj 2007.
4. **Bolesławski L.:** *Założenia prognozy ludności na lata 2003-2030*. GUS, Departament Statystyki Społecznej. Warszawa 2003.

5. **Bylka H.:** *Stawki opłat za wodę i ścieki*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna 7-8/2008.
6. **Choraży A., Czarnecka N.:** *Stan, struktura i dynamika ludności Polski według prognoz ONZ na lata 2005-2050*. Akademia Ekonomiczna w Poznaniu. Poznań 2005.
7. **Clarke I.:** *Ludność ziemi*. Prószyński i S-ka. Warszawa 1998.
8. **Collins R., Kristensen P., Thyssen N.:** *Water resources across Europe – confronting water scarcity and drought*. European Environment Agency Report No 2/2009.
9. **Council of Europe 2003.:** *Recent demographic developments in Europe*. Council of Europe Press, Strasbourg January 2004.
10. **Czernichowski K.:** *Zasoby wody na świecie. My a Trzeci Świat*. Maj-sierpień 2004.
11. **Davis J. C.:** *Historia ludzkości*. Bellona 2005.
12. **Directive 2000/60/EC** of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy.
13. **European Environment Agency:** *Water resources across Europe - confronting water scarcity and drought*. Report no 2/2009.
14. **Final Report** of the 1st World Water Forum in Marrakech (Morocco). 1997.
15. **Final Report** of the 2nd World Water Forum in Hague (Netherlands). 2000.
16. **Final Report** of the 3rd World Water Forum in Kyoto (Japan). 2003.
17. **Final Report** of the 4th World Water Forum in Mexico City (Mexico). 2006.
18. **Final Report** of the 5th World Water Forum in Istanbul (Turkey). 2009.
19. **Gleick P.:** *The World's Water 2008-2009*. Island Press, December 2008.
20. **Gorczyca M.:** *Infrastruktura wodociągowa w Polsce. Statyczne spektrum*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna 5/2008.
21. **Greater London Authority, 2007.** *Water Matters*. The Mayor's Draft Water Strategy. Accessed 9 February 2009.
22. **Gruszecki T., Kanarek J.:** *Analiza zmienności rozbioru wody na przykładzie Kołobrzegu*. „Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód” XVIII Krajowa, VI Międzynarodowa Konferencja, tom 2, Poznań 2004.
23. **Gruszecki T., Kanarek J., Jasnoch Z., Balza T.:** *Zmienność miesięcznego, dobowego i godzinowego rozbioru wody na przykładzie Kołobrzegu*. Materiały Polsko-Duńskiej Konferencji Naukowo-Technicznej nt.: Woda-Człowiek-Środowisko-Współczesność-Wyzwanie XXI Wieku. Kołobrzeg-Kopenhaga wrzesień 2000.
24. **Gruszecki T., Makowska R., Jasnoch Z., Litwin A., Balza T.:** *Zmienność dobowego i godzinowego rozbioru wody na przykładzie Kołobrzegu*. Materiały I Krajowej Konferencji Naukowo-Technicznej nt.: Woda-Człowiek-Środowisko. Kołobrzeg-Poznań 1997.

25. **Gruszecki T., Pieślak W., Gruszecka M., Litwin A.:** *Zapotrzebowanie na wodę dla m. Koszalina i miejscowości pasa nadmorskiego*. Materiały I Krajowej Konferencji Naukowo-Technicznej nt.: Woda-Człowiek-Środowisko. Kołobrzeg-Poznań 1997.
26. **Heidrich Z., Jędrzejkiwicz J.:** *Analiza zużycia wody w miastach polskich w latach 1995-2005*. *Ochrona Środowiska* 4/2007.
27. **Kawczyński A.:** *Kształtowanie się nierównomierności rozbioru wody w osiedlach miejskich*. Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód. XVIII Krajowa, VI Międzynarodowa Konferencja tom 2, 137-147, Poznań 2004.
28. **Koral W.:** *Zmiany parametrów pracy pompowni lokalnych spowodowanych spadkiem zużycia wody*. XVIII Krajowa, VI Międzynarodowa Konferencja nt. Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód. Tom 2. Poznań 2004.
29. **Kowalczak P.:** *Konflikty o wodę*. Wydawnictwo Kurpisz 2007.
30. **Kupiszewski M., Bijak J., Saczuk K., Serek R.:** *Raport do założeń GUS dotyczący prognozy ludności na lata 2003-2030*. Warszawa CEFMR Working Paper 3/2003.
31. **Licznar P., Łomotowski J.:** *Prognozowanie dobowych rozbiorów wody przy wykorzystaniu sztucznych sieci neuronowych*. XVIII Krajowa, VI Międzynarodowa Konferencja nt. Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód. Poznań 2004.
32. **Markowski J., Symonowicz C., Wilczewska – Świątkowska A., Karpeta Z.:** *Stan środowiska w Zielonej Górze w 2004 roku*. Gospodarka wodno-ściekowa. Zielona Góra 2004.
33. **Milly, P.C.D.; Dunne, K.A. and Vecchia, A.V.:** *Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate*. *Nature* 438. 2005.
34. **Muñoz-Reinoso, J.C.:** *Vegetation changes and groundwater abstraction in SW Doñana, Spain*. *Journal of Hydrology*, 242(3-4)/ 2001.
35. **OECD (2005),** *OECD Environmental Data Compendium 2004*, OECD, Paris. Water consumption.
36. **Panayiotis T.:** *National Report Cyprus. 5 International Report: Water demand management and conservation including water losses control*. IWSA World Water Congress. Buenos Aires, 1999.
37. **Pasela R.:** *Kształtowanie się opłat za wodę i odprowadzanie ścieków w gospodarstwach domowych*. Instal 12/2006.
38. **Piecuch T., Piekarski J. Kościerzyńska-Siekan G., Dąbrowski J.:** *Badania i opracowanie systemu oczyszczania ścieków poprodukcyjnych Zakładu Przetwórstwa Ryb „SUPER FISH” w Ustroniu Morskim zalegających na wylewisku*. Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna nt. Współczesne problemy gospodarki wodno-ściekowej. Koszalin-Kołobrzeg 1997.

39. Population Division of the Department of Economic and Social Affairs of the United Nations Secretariat (2003) World Population Prospects: *The 2002 Revision*. Highlights. New York: United Nations.
40. *Raport o stanie środowiska w województwie zachodniopomorskim w latach 2006-2007*. Biblioteka Monitoring Środowiska. Szczecin 2008.
41. Rozporządzenie Ministra Budownictwa z dnia 28 czerwca 2006 r. w sprawie określenia taryf, wzoru wniosku o zatwierdzenie taryf oraz warunków rozliczeń za zbiorowe zaopatrzenie w wodę i zbiorowe odprowadzenie ścieków. Dz. U. Nr 127 poz. 886.
42. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 14 stycznia 2002 r. w sprawie określenia przeciętnych norm zużycia wody. Dz. U. 2002 nr 8 poz. 70.
43. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 12 marca 2002 r. w sprawie określania taryf, wzoru wniosku o zatwierdzenie taryf oraz warunków rozliczeń za zbiorowe zaopatrzenie w wodę i zbiorowe odprowadzenie ścieków. Dz. U. 2002 Nr 26 poz. 257.
44. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 19 listopada 2002 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.
45. **Rutkowski M.**: *Ramowa Dyrektywa Wodna – podstawowy akt prawny polityki wodnej Unii Europejskiej*. www.imgw.pl
46. **Service, R.F.**: *Desalination freshens up*. Science 313/2006.
47. **Siwoń Z., Cieżak J., Bogaczewicz S.**: *Syntetyczne wskaźniki dobowego i godzinowego zużycia wody w osiedlach mieszkaniowych we Wrocławiu*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna 1/1987.
48. **Siwoń Z., Cieżak J., Bogaczewicz S.**: *Wskaźniki dobowego i maksymalnego chwilowego poboru wody w wielorodzinnych budynkach i osiedlach mieszkaniowych*. Materiały konferencyjne nt. Intensyfikacja zaopatrzenia w wodę miast i osiedli. Wisła 12-14 października 1999. Katowice PZITS 1999.
49. **Skarbek R.**: *Sprawozdanie z Drugiego Światowego Forum Wody*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna 8/2000.
50. **Stachowiak B.**: *Prognoza demograficzna dla Polski 2008÷2035*.
51. **Suligowski Z.**: *Oszczędzanie wody*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna 1/1997.
52. **Szopińska K., Pasela R.**: *Struktura zużycia wody w budownictwie wielorodzinnym*. Instal 5/2009.
53. Taryfy za zbiorowe zaopatrzenie w wodę i zbiorowe odprowadzanie ścieków obowiązujące na terenie Miasta Koszalin od dnia 1 marca 2007 roku do 29 lutego 2008 roku.
54. **Tuz P.**: *Dlaczego monitorowanie podłączeń wodociągowych*. Instal 4-5/2006.
55. **Tuz P.**: *Wskaźniki nierównomierności dobowej i godzinowej oraz nierównomierności chwilowej w budownictwie wielorodzinnym*. Praca własna Nr W/IIŚ/30/07.

56. **Tuz P., Królikowski A.:** *Wskaźniki nierównomierności dobowej i godzinowej oraz chwilowych przepływów do doboru wodomierzy domowych w budownictwie wielorodzinnym*. VII Ogólnopolska Konferencja Naukowa nt. Kompleksowe i szczegółowe problemy inżynierii środowiska. Ustronie Morskie 2005.
57. Uchwała Nr XXIX/922/01 Rady Miejskiej Wrocławia z 2001 roku w sprawie zasad kształtowania opłat dla MPWIK za wodę i odprowadzanie ścieków.
58. Uchwała Nr XXV/379/2005 Rady Miejskiej w Koszalinie z dnia 28 kwietnia 2005 roku w sprawie zatwierdzenia taryf za zbiorowe zaopatrzenie w wodę i zbiorowe odprowadzanie ścieków.
59. Uchwała Nr XXIII/252/2008 Rady Miejskiej w Koszalinie z dnia 29 maja 2008 roku w sprawie zatwierdzenia taryf za zbiorowe zaopatrzenie w wodę i zbiorowe odprowadzanie ścieków.
60. **Usidus D.:** *Charakterystyka nierównomierności zużycia wody na przykładzie wybranej miejscowości nadmorskiej*. Praca doktorska. Promotor Żuchowicki W., Politechnika Świętokrzyska 2003.
61. Ustawa z dnia 5 czerwca 1998 roku o samorządzie powiatowym. Tekst jednolity. Dziennik Ustaw z 2001 roku Nr 142, poz. 1592.
62. Ustawa z dnia 5 czerwca 1998 roku o samorządzie województwa. Tekst jednolity. Dziennik Ustaw z 2001 roku Nr 142, poz. 1590.
63. Ustawa z dnia 8 marca 1990 roku o samorządzie gminnym. Tekst jednolity. Dziennik Ustaw z 2001 roku Nr 142, poz. 1591.
64. Ustawa z dnia 7 czerwca 2001 r. o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzaniu ścieków. Dz. U. **Nr 72, poz. 747** wraz ze zmianami Dz. U. 06. Nr 123, poz. 858.
65. Ustawa z dnia 18 lipca 2001 roku. Prawo Wodne. Dziennik Ustaw z dnia 11 października 2001, Nr 115, poz. 1229.
66. Water for People Water for Life, Executive Summary. Materiał przygotowany przez Ośrodek Informacji ONZ, marzec 2003.
67. **Wira J.:** *Wozmożności zawojewania podziemnych wód prymorsko i szczecińskowo regionow dla promyszlennych komunalnych i sielskochozajstwiennych celej*. Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna nt. Współczesne problemy gospodarki wodno-ściekowej. Koszalin-Kołołbrzeg 1997.
68. **Wira J., Urban J.:** *Uwarunkowania gospodarki wodnej w ujściu Odry*. Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna nt. Współczesne problemy gospodarki wodno-ściekowej. Koszalin-Kołołbrzeg 1997.
69. **Wira J., Urban J.:** *Gospodarka wodno-ściekowa dla miejscowości położonych w zlewni rzeki Gunicy i jeziora Świdwie*. Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna nt. Współczesne problemy gospodarki wodno-ściekowej. Koszalin-Kołołbrzeg 1997.

70. World Health Organization and United Nations Children's Fund.: Meeting the MDG drinking-water and sanitation target: A mid-term assessment of progress. 2004.
71. World Health Organization and United Nations Children's Fund.: Meeting the MDG drinking-water and sanitation target: A mid-term assessment of progress. 2006.
72. World Population Prospects The 2002 Revision. United Nations Population Division. ESA/P/WP. 180. 26 February 2003.
73. www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook ISSS 1553-8133
74. www.huby.seo.pl/09_woda/94_oplaty_normy.htm
75. www.who.int/water_sanitation_health/monitoring/jmpfinal.pdf
76. http://www.globalchange.umich.edu/globalchange2/current/lectures/freshwater_supply/freshwater.html
77. Wytyczne do programowania zapotrzebowania wody i ilości ścieków w miejskich jednostkach osadniczych. Instytut Gospodarki Przestrzennej i Komunalnej. Warszawa 1991.
78. **Żuchowicki W.:** *Zmiana zapotrzebowania na wodę przez miasto Kołobrzeg w latach 1991-1994.* Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Nr 10. Koszalin 1996.
79. **Żuchowicki W., Fijałkowski N.:** *Racjonalne gospodarowanie zasobami wód.* Materiały IX Krajowej, II Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej nt. Ochrona jakości i Zasobów Wód, Kultura społeczeństwa a życiodajna woda. Zakopane-Kościelisko, maj 2000.
80. **Żuchowicki W., Janusz P.:** *Rzeczywiste zużycie wody a normatywne naliczanie poboru wody na osobę.* Zeszyty naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Nr 11. Politechnika Koszalińska, Koszalin 1996.
81. **Żuchowicki W., Kuczyński W.:** *Analiza zużycia wody w wybranych budynkach mieszkalnych w Koszalinie.* Ogólnopolska Konferencja Naukowo-Techniczna nt.: Gospodarka wodna i ściekowa podstawą ochrony środowiska. Kołobrzeg 28-31 maja 2008 rok. Przemysł Chemiczny 5/2008.
82. **Żuchowicki W., Kuczyński W.:** *Analiza porównawcza zmian w rozbiórach wody z uwzględnieniem sposobu jej dostarczania do odbiorców.* Materiały IX Ogólnopolskiej Konferencji Naukowej nt.: Kompleksowe i szczegółowe problemy inżynierii środowiska. Koszalin - Darłówko maj 2009. Rocznik Ochrona Środowiska Tom 11. Koszalin 2009.
83. **Żuchowicki W., Kuczyński W., Twardowska W.:** *Wskaźniki jednostkowego zapotrzebowania na wodę a rzeczywiste zużycie wody w wybranych miejscowościach o różnej wielkości i charakterze.* Zeszyty naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Nr 11. Politechnika Koszalińska, Koszalin 1996.

84. **Żuchowicki W., Majczyna R.:** *Analiza zużycia wody w budynkach wielorodzinnych zlokalizowanych na terenie Koszalińskiej Spółdzielni Mieszkaniowej „Nasz Dom”*. Materiały IX Ogólnopolskiej Konferencji Naukowej nt.: Kompleksowe i szczegółowe problemy inżynierii środowiska. Koszalin – Darłówko, maj 2009. Rocznik Ochrona Środowiska Tom 11. Koszalin 2009.
85. **Żuchowicki W., Usidus D.:** *Rozbiory wody w nadmorskiej gminie Mielno*. Materiały I Konferencji Naukowo-Technicznej, Instalacje wodociągowe i kanalizacyjne-projektowanie, wykonawstwo, eksploatacja. Warszawa – Dębe, 6-7.05.2004.

Water Supply in Poland in Relation to the Global Situation

Abstract

The commonly held belief that there is widespread abundance of water on Earth, is grossly exaggerated. It comes from the fact that 70% of our planet is covered with water. However, the amount of accessible fresh water to satisfy our living needs constitutes less than 1% of world resources. Moreover, only this amount of water is regularly renewed by the ecosystem in the form of rainfall and snowfall. Water resources vary depending on the region:

Middle East and South Africa – 1000 m³ per person per year,
Poland – 1460,
Europe – 4560,
World – 7400,
Central America – 23 900.

Regions particularly deficient in water resources are the Middle East, South Africa, Poland and a number of regions in Europe. This inequality in accessibility of fresh water resources leads to a lot of cross-border tension and conflicts. According to the UNESCO report this situation may lead to many wars over water in the near future and may pose a threat to world peace. The Framework of the UE Water Directives from 2000 obligates membership countries to ensure that by 2010 they have implemented balanced policies concerning water consumption.

The arrangements of the EU Water Directives were implemented in Poland in 2001 under The Water Law Act. During the 20th century the world population increased almost three times, whereas water consumption increased sevenfold. According to the statistics of the UN from 2001 the world population will increase from 6.8 billion at present to 9.8 billion by 2050. At the same time,

according to the most optimistic prognosis the population in Poland will decrease from 38.5 to 36.6 million accordingly, and by the most pessimistic prognosis to 29.6 million. Simultaneously, a very unfavorable change in the structure of Poland's population will take place as a result of the process of ageing.

The WHO and UNICEF estimates from 2004 state that 1.1 billion of the world population did not have any access to fresh water. At the same time 2.6 billion did not have proper sanitary conditions. It resulted in 5 million deaths per annum. Daily water consumption per capita in the most developed countries was equal to monthly water consumption per capita in the economically underdeveloped countries.

It has been commonly agreed that water should be considered as a universally accessible natural resource. The poorest who cannot afford to pay for water consumption should be subsidized. The population of our planet will have a chance of surviving, providing people learn how to live without wasting water resources and how to manage them rationally and economically. Water safety should be given the same recognition and priority as electrical safety.



Usuwanie substancji organicznych z roztworów wodnych z wykorzystaniem ceramicznych membran ultrafiltracyjnych¹

*Małgorzata Kabsch-Korbutowicz, Agnieszka Urbanowska,
Katarzyna Majewska-Nowak, Joanna Kawiecka-Skowron
Politechnika Wroclawska*

1. Wstęp

Procesy membranowe są obecnie szeroko stosowane w wielu gałęziach przemysłu oraz w szeroko pojętej ochronie środowiska do usuwania różnorodnych zanieczyszczeń zarówno o charakterze organicznym jak i nieorganicznym. W eksploatowanych na całym świecie instalacjach membranowych najczęściej stosowane są membrany wytwarzane z materiałów organicznych, np. polisulfonu, polietersulfonu, poliamidu lub materiałów celulozowych. Powszechność stosowania membran polimerowych wynika przede wszystkim z bardzo dużej dostępności membran o różnorodnych możliwościach separacyjnych. W związku z tym, iż polimery wykorzystywane do produkcji membran nie są odporne na działanie czynników chemicznych, termicznych i biologicznych, od dłuższego czasu trwają prace nad wytwarzaniem membran o znacznie większej

¹ Praca naukowa finansowana ze środków na naukę w latach 2008-2010 jako projekt badawczy nr N N523 416335 oraz ze środków na naukę w latach 2009-2012 jako projekt badawczy nr N N523 424637

wytrzymałości na działanie niekorzystnych czynników. Wymogi te spełniają membrany nieorganiczne wytwarzane z materiałów ceramicznych.

Do zalet membran ceramicznych, decydujących o ich przewadze nad membranami organicznymi, można zaliczyć przede wszystkim ich dużą odporność termiczną, chemiczną, mechaniczną oraz biologiczną. Nie bez znaczenia pozostaje także fakt, iż mogą być one sterylizowane parą wodną oraz czyszczone przy użyciu silnych kwasów lub zasad, co pozwala na wieloletnią eksploatację tych membran. W celu usunięcia zaadsorbowanych na nieorganicznych membranach substancji organicznych można je poddawać wyprażaniu w temperaturze ok. 500°C. Istotna jest również możliwość przechowywania w stanie suchym po wypłukaniu, a także możliwość wykorzystania zużytych membran jako materiału ceramicznego [1]. Na korzyść membran ceramicznych przemawia także dłuższy czas eksploatacji oraz brak efektu starzenia. Membrany ceramiczne charakteryzują się ponadto dużą porowatością i silną hydrofilowością [2], co przy obserwowanym w ostatnich latach znaczącym spadku ich cen przyczynia się do coraz większego zainteresowania tym produktem. Wielkości porów dostępnych na rynku membran ceramicznych zawierają się w zakresie od 0,005 μm do 1 μm [3].

Membrany ceramiczne są używane w wielu gałęziach gospodarki (biotechnologia i mikroelektronika) i przemysłu (farmaceutyczny, spożywczy, chemiczny, petrochemiczny oraz metalurgiczny). O ile znanych jest bardzo dużo doniesień literaturowych na temat zastosowania membran ceramicznych w różnego rodzaju przemysłach [4-6], o tyle niewiele jest informacji na temat ich bezpośredniego stosowania do oczyszczania wody lub ścieków. Pierwsze zastosowanie ceramicznych membran mikrofiltracyjnych w technologii oczyszczania wody dotyczyło zmniejszenia mętności wody oraz usunięcia z niej wirusów w układach hybrydowych łączących procesy koagulacji z filtracją membranową [7-9].

Celem przeprowadzonych badań było określenie przydatności ceramicznej membrany ultrafiltracyjnej do usuwania naturalnych i antropogenicznych zanieczyszczeń wód. W badaniach określono skuteczność usuwania naturalnych substancji organicznych oraz barwników organicznych z roztworów wodnych.

2. Materiały i metody badawcze

Do badań użyto ceramicznej membrany ultrafiltracyjnej (Tami Industries) wytworzonej z mieszaniny ZrO_2 i TiO_2 . Graniczna rozdzielczość testowanej membrany wynosiła 50 kDa. Była to jednokanałowa membrana rurowa o długości 25 cm, średnicy zewnętrznej 10 mm i wewnętrznej kanału 6 mm. Czynna powierzchnia filtracyjna membrany wynosiła 40 cm^2 . Badania poświęcone usuwaniu barwników organicznych prowadzono na wodnych roztworach 4 anionowych barwników organicznych (Merck, Zachem). Ich stężenie w roztworach modelowych wynosiło 100 g/m^3 . Charakterystykę badanych barwników przedstawia tabela 1.

Tabela 1. Charakterystyka badanych barwników

Table 1. Dyes characteristic

Barwnik	Klasyfikacja	λ_{\max}^* [nm]	Masa cząsteczkowa [Da]	Wzór sumaryczny
Oranż metylowy (MO)	kwasowy	465	327,3	$C_{14}H_{14}N_3O_3SNa$
Czerwień indygo (IC)	kwasowy	610	466,4	$C_{16}H_8N_2Na_2O_8S_2$
Błękit helionowy (HB)	bezpośredni	577	980,0	$C_{42}H_{21}N_7Na_4O_{13}S_4$
Czerń bezpośrednia (DB)	bezpośredni	585	1060,0	$C_{34}H_{25}N_9O_7S_2Na_2$

* długość fali odpowiadająca maksymalnej absorbancji próbki (roztworu barwnika)

Zawartość barwników w koncentracji i permeacji określono na podstawie pomiaru absorbancji przy długości fali (λ_{\max}) odpowiadającej maksymalnej absorbancji próbki (roztworu danego barwnika).

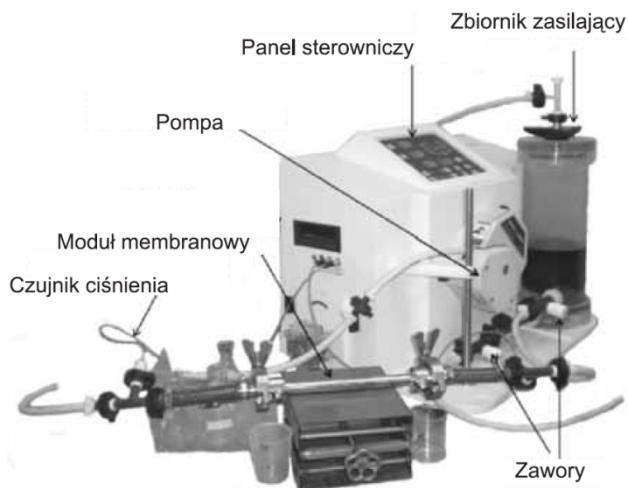
W przypadku usuwania naturalnych substancji organicznych przedmiotem badań była woda z Odry i roztwór modelowy powstały po zmieszaniu wody wodociągowej (po dechloracji) i wody zawierającej naturalne substancje organiczne, którą pobrano ze strumienia wypływającego z Wielkiego Torfowiska Batorowskiego w Górach Stołowych. Charakterystykę badanych roztworów zawierających naturalne substancje organiczne przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Właściwości badanych roztworów pod względem zawartości naturalnych substancji organicznych**Table 2.** The properties of solutions containing natural organic substances

Typ roztworu	Absorbancja, [cm ⁻¹]	Barwa [g Pt/m ³]
Woda z Odry	0,158	28,7
Roztwór modelowy	0,187	31,4

Zawartość naturalnych substancji organicznych określono na podstawie pomiaru intensywności barwy.

Badania mające na celu określenie właściwości transportowych i separacyjnych membrany ceramicznej przeprowadzono na laboratoryjnej instalacji ProFlux M12 (Rys. 1) firmy Millipore. Jest to instalacja pozwalająca na prowadzenie testów separacyjnych w układzie przepływowym z wykorzystaniem modułów filtracyjnych o dowolnej konfiguracji. Instalacja umożliwia cyrkulację roztworu między zbiornikiem zasilającym o pojemności 3 dm³ a modułem filtracyjnym. Instalacja ProFlux M12 wyposażona jest również w system sterowania oraz kontrolowania ciśnień i wydajności pomp, a także w czujniki zabezpieczające układ przed gwałtowną zmianą ciśnienia i poziomu cieczy w zbiorniku zasilającym.

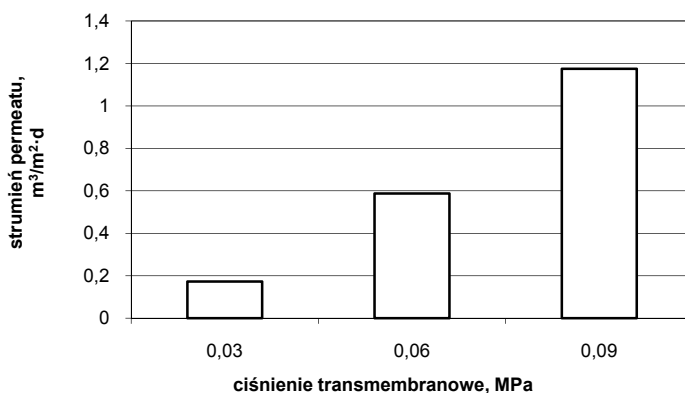
**Rys. 1.** Instalacja badawcza ProFlux M12 (Millipore)**Fig. 1.** UF installation of ProFlux M12 type (Millipore)

Ciśnienie transmembranowe stosowane w badaniach zawierało się w przedziale 0,03÷0,09 MPa.

3. Wyniki badań

3.1. Właściwości transportowe membran ceramicznych

Analizę strumienia permeatu w stosunku do wody destylowanej przedstawiono na rysunku 2. Uzyskane wyniki wskazują na wyraźną zależność strumienia wody od ciśnienia transmembranowego. Łatwo można zaobserwować wzrost strumienia objętościowego wody wraz ze wzrostem ciśnienia. Strumień permeatu badanej membrany zmieniał się w zakresie od 0,17 m³/m²·d dla najniższego z badanych ciśnień (0,03 MPa) do 1,18 m³/m²·d dla najwyższego badanego ciśnienia (0,09 MPa).

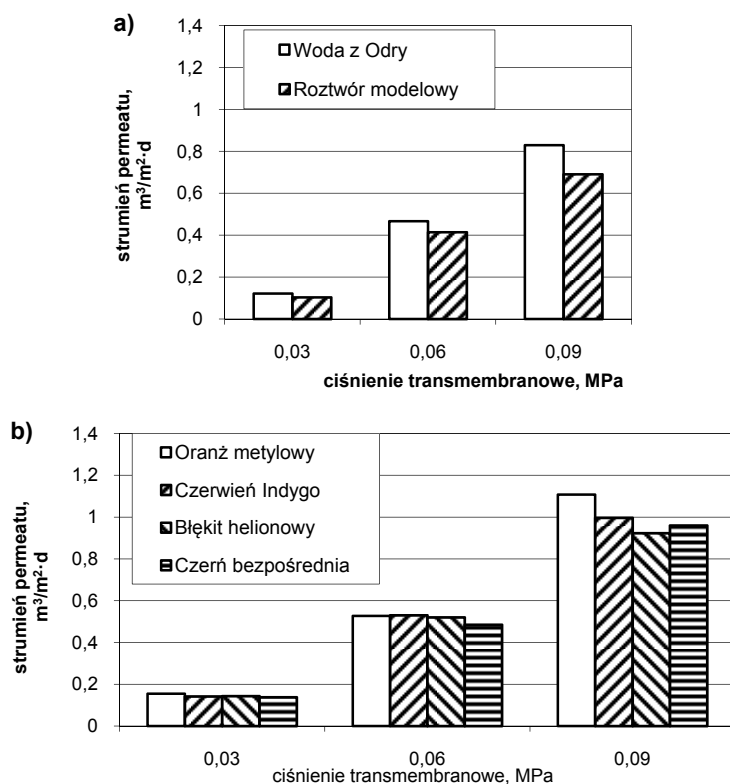


Rys. 2. Wpływ ciśnienia transmembranowego na strumień permeatu dla wody destylowanej

Fig. 2. The influence of transmembrane pressure on distilled water flux

Zarówno w przypadku ultrafiltracji wody z Odry, roztworu modelowego zawierającego naturalne substancje organiczne, jak i w przypadku roztworów barwników organicznych zaobserwowano (Rys. 3) podobne tendencje jak podczas filtracji wody destylowanej – wzrost wartości siły napędowej procesu skutkował wzrostem wydajności hydraulicznej membrany. Jednakże można zauważyć, iż wartości bezwzględne strumienia permeatu były mniejsze niż te wyznaczone dla wody destylowa-

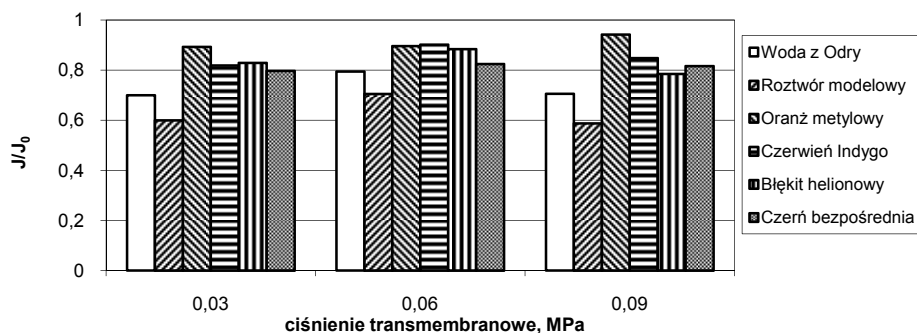
nej. Było to wynikiem zwiększenia oporności membrany na skutek jej blokowania przez substancje znajdujące się w filtrowanym roztworze. Badania wykazały także istotny wpływ składu roztworów modelowych na strumień permeatu. Roztwory o większej zawartości naturalnych substancji organicznych powodowały pogorszenie właściwości transportowych membrany. Przykładowo, dla wody z Odry przy najwyższym z badanych ciśnień (0,09 MPa) uzyskano strumień permeatu równy $0,82 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$, zaś dla roztworu modelowego wartość ta była mniejsza i wynosiła $0,69 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$.



Rys. 3. Wpływ ciśnienia transmembranowego na strumień permeatu podczas ultrafiltracji roztworów zawierających naturalne substancje organiczne (a) oraz barwniki syntetyczne (b)

Fig. 3. The influence of transmembrane pressure on the permeate flux for solutions containing natural organic substances (a) and synthetic dyes (b)

Dla określenia intensywności blokowania membran wyznaczono stosunek J/J_0 zwany względną przepuszczalnością membran (gdzie J – strumień permeatu dla danego roztworu, J_0 – strumień permeatu dla wody destylowanej). Uzyskane wyniki przedstawiono na rysunku 4.



Rys. 4. Wpływ ciśnienia transmembranowego na intensywność blokowania membran ceramicznych

Fig. 4. The influence of transmembrane pressure on relative membrane permeability

Analizując uzyskane wyniki badań można zauważyć, że wartości względnej przepuszczalności membran dla wszystkich badanych roztworów barwników organicznych były zbliżone do siebie i mieściły się w zakresie $0,79 \div 0,94$, przy czym wraz ze wzrostem masy cząsteczkowej barwnika wartość parametru J/J_0 malała. Z kolei wartości J/J_0 dla wody z Odry i roztworu modelowego były zawsze zauważalnie niższe i mieściły się w zakresie $0,59 \div 0,79$. Mogło to być spowodowane tym, iż w wodach naturalnych występuje cały szereg różnorodnych zanieczyszczeń o szerokim zakresie rozmiarów cząstek, a wśród nich te, które w większym stopniu blokują membrany. Makrocząsteczki substancji organicznych odkładają się wewnątrz porów zmniejszając ich średnicę, co skutkuje zmniejszeniem przepuszczalności membran.

Zjawisko blokowania membran należy od lat do najpoważniejszych problemów eksploatacyjnych związanych z procesami mikro- i ultrafiltracji. Zastosowanie membran ceramicznych powinno przyczynić się do ograniczenia *foulingu*, gdyż są to membrany silnie hydrofilowe [3]. Wyznaczone wartości przepuszczalności względnej wskazują jednak, iż testowana membrana ceramiczna jest blokowana przez naturalne i syn-

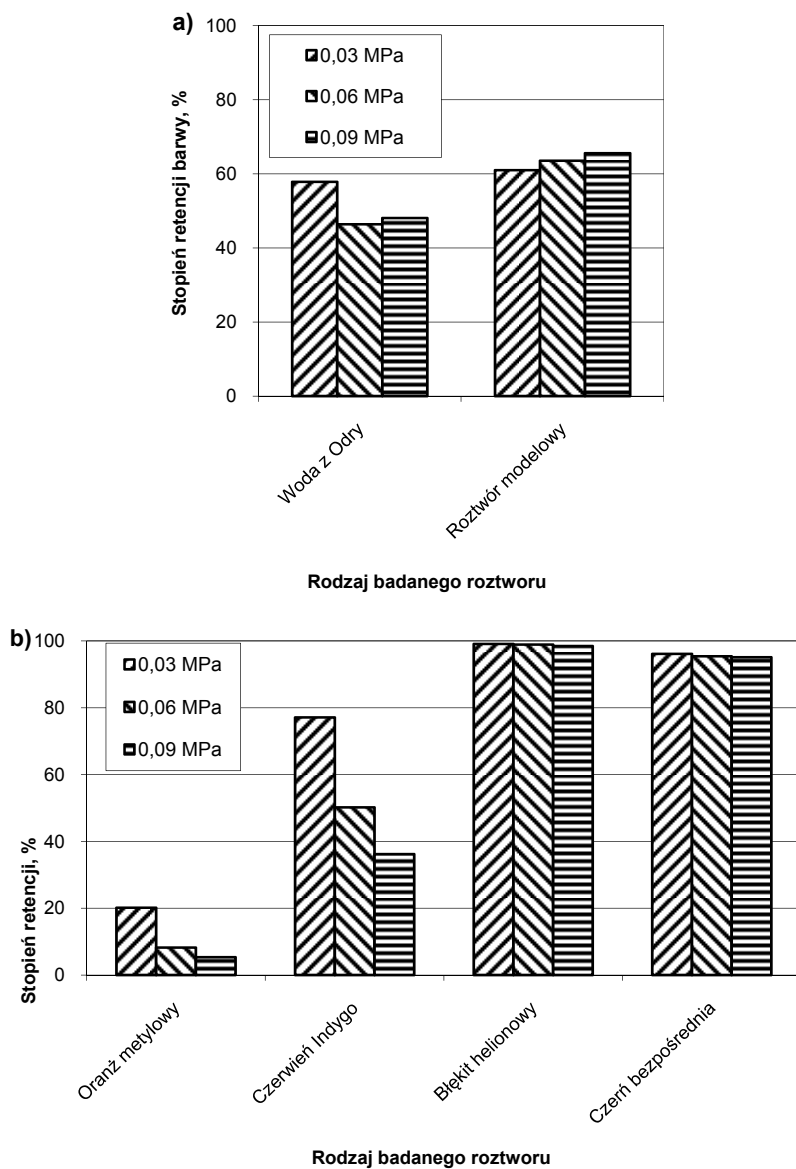
tetyczne substancje organiczne. Odzyskanie początkowej wydajności membran w wyniku ich intensywnego płukania stężonymi roztworami kwasu lub zasady może podtrzymać powszechną opinię o przewadze membran ceramicznych nad membranami polimerowymi. Wymaga to jednak potwierdzenia w dalszych badaniach

3.2. Właściwości separacyjne membran ceramicznych

Przedstawiona na rysunku 5 skuteczność oczyszczania wody na membranach ceramicznych pokazała, że o usuwaniu zanieczyszczeń organicznych znacząco decyduje skład oczyszczanego roztworu oraz właściwości substancji organicznych.

Rozpatrując skuteczność usuwania barwników organicznych z wody stwierdzono bezwzględny wpływ masy cząsteczkowej barwników na skuteczność ich separacji. Zaobserwowano, że barwniki o większej masie cząsteczkowej (błękit helionowy i czerń bezpośrednia) były zatrzymywane w 95÷100% niezależnie od wartości ciśnienia transmembranowego. Natomiast skuteczność usuwania barwników o masie cząsteczkowej z zakresu 327÷466 Da (oranż metylowy i czerwień indygo) była niższa i zależna od ciśnienia transmembranowego. W przypadku oranżu metylowego (327 Da) wartość współczynnika retencji malała od 20,1% do 5,5% wraz ze wzrostem wartości ciśnienia transmembranowego z 0,03 MPa do 0,09 MPa. Czerwień indygo (466 Da) była zatrzymywana przy ciśnieniu 0,03 MPa w 77,1%, zaś przy ciśnieniu 0,09 MPa jedynie w 36,2%. Zatem łatwo można wysnuć wniosek, że dla barwników o małej masie cząsteczkowej wzrost ciśnienia pogarsza skuteczność separacji. Można to tłumaczyć tym, że wzrost ciśnienia powoduje zwiększenie przepuszczalności membran oraz zwiększenie podatności membran na przenikanie cząstek barwników o mniejszych rozmiarach.

W przypadku roztworów zawierających naturalne substancje organiczne stwierdzono, że jakość oczyszczonej wody z Odry była zauważalnie gorsza od uzyskanej dla roztworu modelowego, który charakteryzował się porównywalną zawartością substancji organicznych. Stopień retencji barwy dla roztworu modelowego oscylował w granicach 60÷65%, zaś dla wody z Odry był mniejszy i mieścił się w zakresie 46÷58%. Wytlumaczeniem tego zjawiska może być obecność substancji nieorganicznych w wodzie rzecznej. Substancje te mogą powodować zmianę konfiguracji przestrzennej makrocząsteczek organicznych, czego skutkiem jest ich łatwiejsza penetracja przez membranę.



Rys. 5. Skuteczność usuwania naturalnych substancji organicznych (a) i barwników organicznych (b) na ceramicznej membranie 50 kDa
Fig. 5. The efficiency of natural organic substances (a) and organic dyes (b) separation on 50 kDa ceramic membrane

4. Podsumowanie

Przeprowadzone badania wykazały, iż zastosowana membrana ultrafiltracyjna o granicznej rozdzielczości 50 kDa może być stosowana do usuwania zarówno naturalnych, jak i antropogenicznych zanieczyszczeń z wody. Badana membrana, podobnie jak ma to miejsce w przypadku membran polimerowych, charakteryzowała się zmniejszeniem wydajności hydraulicznej w wyniku zachodzącego zjawiska blokowania membrany. Skuteczność usuwania wcześniej wymienionych związków zależy od ciśnienia transmembranowego, masy cząsteczkowej barwników oraz od rodzaju badanego roztworu. Wzrost wielkości ciśnienia transmembranowego powodował wzrost przepuszczalności membran. W przypadku barwników organicznych obserwowano wzrost skuteczności separacji wraz z rosnącą masą cząsteczkową analizowanych związków. Wbrew przewidywaniom, wynikającym z porównania granicznej rozdzielczości membrany (50 kDa) i mas cząsteczkowych analizowanych substancji, stwierdzono bardzo wysoką skuteczność separacji związków organicznych.

Ze względu na szereg zalet membran ceramicznych oraz dobre wyniki oczyszczania wody z ich użyciem, stosownym wydaje się być prowadzenie dalszych badań potwierdzających uzyskane rezultaty.

Literatura

1. **Sondhi R., Bhave R., Jung G.:** *Applications and benefits of ceramic membranes*. Membrane Technology, 11 (2003), 5-8, 2003.
2. **Li K.:** *Ceramic Membranes for Reaction and Separation*, John Wiley and Sons, 2007.
3. **Verweij H.:** *Ceramic membranes: Morphology and Transport*. Journal of Materials Science 38 (2003) 4677-4695, 2003.
4. **Puff Z.:** *Minimalizacja niebezpiecznych odpadów przemysłowych w technologii chemicznej obróbki powierzchni*. Sprawozdanie z realizacji tematu, Politechnika Warszawska, Wydział Chemiczny, Zespół Ceramiki Specjalnej, praca niepublikowana, Warszawa 2005.
5. **Mikulášek P., Kopecský V., Kušníerek O.:** *Characterization of nanofiltration membranes used in the separation of aqueous dye-salt solutions*. Environment Protection Engineering, 3-4 (2005), 169-176, 2005.
6. **Mihulka M.:** *Charakterystyka technologiczna przemysłu włókienniczego w Unii Europejskiej*. Ministerstwo Środowiska, praca niepublikowana, Warszawa, 2003.

7. **Yonnekawa H., Tomita Y., Watanabe Y.:** *Behavior of macroparticles in monolith ceramic membrane filtration with pre-treatment.* Water Sci.Technol. 50(12) (2004), 317-325, 2004.
8. **Matsushita T., Matsui Y., Shirasaki N., Kato Y.:** *Effect of membrane pore size, coagulation time, and coagulant dose on virus removal by a coagulation-ceramic microfiltration hybrid system.* Desalination 178 (2005) 21-26, 2005.
9. **Lerch A., Panglisch S., Gimbel R.:** *Research experiences in direct potable water treatment using coagulation/ultrafiltration.* Water Sci.Technol. 51(6-7) (2005) 221-229, 2005.

Removal of Organic Substances from Aqueous Solutions with the Use of Ceramic Membrane

Abstract

Membrane processes are now widely used in many industries and in the widely understood environment protection to remove the various pollutants of both organic and inorganic character. In the operated worldwide membrane installations membranes made from organic materials such as polysulphone, polietersulphone, polyamide or cellulosic materials are most commonly used. The universality of application of polymer membranes is primarily attributed to very high availability of membranes with various separational characteristics. In view of the fact that the polymers used for production of membranes are not resistant to chemical, thermal and biological factors, works in order to produce membranes with a much higher resistance to the action of unfavourable factors have been carried out for a long time. These requirements meets the inorganic membrane made from ceramic materials.

The advantages of ceramic membranes, deciding about their their advantage over organic membranes, include primarily their high thermal, chemical, mechanical and biological resistance. Not without significance is the fact that they can be sterilized with steam and cleaned using strong acids or bases, which allows long-term operation of such membranes.

The usability of the ultrafiltration ceramic membrane in removal of natural and synthetic organic pollutants from aqueous solutions has been evaluated. The ultrafiltration experiments have been carried out towards Odra river water, model solution containing NOM and model solutions of organic dyes (methyl orange, indigo carmine, hellion blue, direct black). The ultrafiltration ceramic membrane (cut-off 50kDa) made by Tami Industries and laboratory installation ProFlux M12 Millipore were applied in the tests. This installation allows to run

separation tests in flow system using a filtration modules of any configuration. Installation enables circulation of the solution between the supply tank with a capacity of 3 dm³ and a filter module. The influence of the transmembrane pressure (0.03, 0.06, and 0.09 MPa) on the process efficiency was determined.

It was stated that the increase of the applied pressure caused the increase of permeate flux. In the course of ultrafiltration of solutions containing organic substances the determined membrane permeability was much lower (by 10-40%) than observed for water. The separation properties were influenced by the composition of the treated solution and the nature of the organic pollutants. The organic dyes of the molecular weight higher than 900 Da were retained in more than 95%. The reduction of color for solutions containing NOM amounted to 46-65%.



Pobory wody przez mieszkańców budynku wielorodzinnego

*Antoni Waldemar Żuchowicki, Renata Gawin
Politechnika Koszalińska*

1. Wstęp

Tendencja spadkowa zużycia wody utrzymuje się od ok. 1990 roku i mieści w granicach od 30% do 50% w skali miasta, jak i gospodarstwa domowego [1÷4]. Zmniejszające się zużycie wody jest spowodowane między innymi:

- zastosowaniem nowoczesnej armatury czerpalnej,
- zwiększającej się liczbie opomiarowanych mieszkań,
- upowszechnianiem świadomości konsumenta o wartości wody,
- wzrostem kosztów produkcji 1 m³ wody w efekcie jej ceny.

Spadkowa tendencja zużycia wody jest jednym z czynników powodujących występowanie problemów eksploatacyjnych systemów wodociągowych, takich jak redukcja prędkości przepływu wody. W wyniku tego zjawiska zwiększa się czas przebywania wody w przewodzie, co z kolei prowadzi do zmiany jej jakości oraz konieczności intensyfikacji płukania przewodów [7].

W niniejszej pracy przeprowadzono analizę zużycia wody opierając się na miesięcznym zużyciu wody oraz jej ceny za 1 m³.

2. Charakterystyka danych źródłowych

Dane do analizy zostały uzyskane dzięki uprzejmości Koszalińskiej Spółdzielni Mieszkaniowej „Nasz Dom”.

Analizą zużycia wody objęto okres od marca 2006 r. do grudnia 2008 r. Badaniem poddano jeden budynek wielorodzinny, średnio-wysoki (pięciokondygnacyjny), II klasy wyposażenia sanitarnego (budynki wielorodzinne w których mieszkania wyposażone zostały w wodociąg, kanalizację, w.c. i łazienkę, z lokalnym urządzeniem do podgrzewania wody) [8], budynek zlokalizowany jest przy ul. Orlej 49.

W skład uzyskanych danych wchodzi:

- miesięczne odczyty wskazań z wodomierza domowego [m^3] (Tabela 2),
- informacje odnośnie ceny wody za 1 m^3 (Tabela 1),
- liczba osób zamieszkałych (145 osób na 95 mieszkań).

3. Zużycie wody – opracowanie danych

Jak wspomniano wyżej jedną z ważniejszych przyczyn wpływających na zmniejszające się zużycie wody jest jej cena, która na przestrzeni lat 2006÷2009 kształtowała się w następujący sposób:

Tabela 1. Cena wody na przełomie 2006÷2009 roku.

Table 1. The price of water from 2006 to 2009

Rok	Cena 1m^3 wody * [$\text{zł}/\text{m}^3$]
2006	4,05
2007 (od 1.03.09)	4,51
2008 (od 1.07.09)	5,09
2009 (od 1.07.09)	5,83

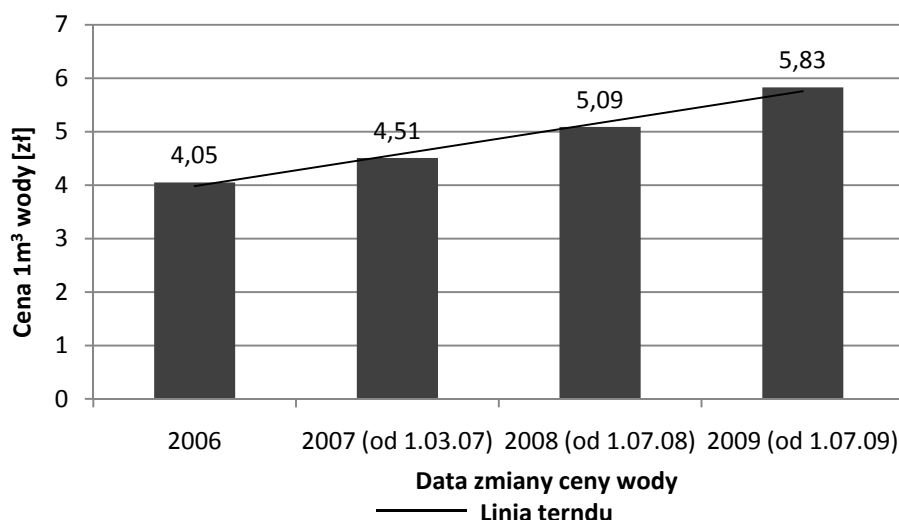
* W cenę wody wliczona została cena za odprowadzane ścieki

Wzrost ceny wody pomiędzy 2006, a 2007 rokiem wyniósł 11,3% między 2007, a 2008 – 12,9% i 14,5% pomiędzy 2008, a 2009 rokiem.

Dynamika wzrostu ceny wody w analizowanym okresie została przedstawiona na rysunku 2. Średni wzrost ceny za 1 m^3 wody i odprowadzanie ścieków na przestrzeni lat 2006÷2009 wyniósł 0,59 $\text{zł}/\text{rok}$, który może wynikać m.in. ze wzrostu cen paliw i energii.

Rozpatrując rozbiór wody (dla całego analizowanego okresu od marca 2006 do grudnia 2008 roku) biorąc pod uwagę cenę 1 m^3 wody

łatwo zauważyć iż wraz ze wzrostem ceny wody (Rys. 1, 2) zmniejsza się jej zużycie (Rys. 3). Ponadto zużycie wody (Rys. 3, Tabela 2) mieści się w zakresie od 424 m³ do 672 m³ i charakteryzuje się systematycznym spadkiem. Średnie zużycie oscyluje na poziomie 534 m³, a jednostkowe zużycie wody występuje na poziomie 121,64 dm³/M·d.



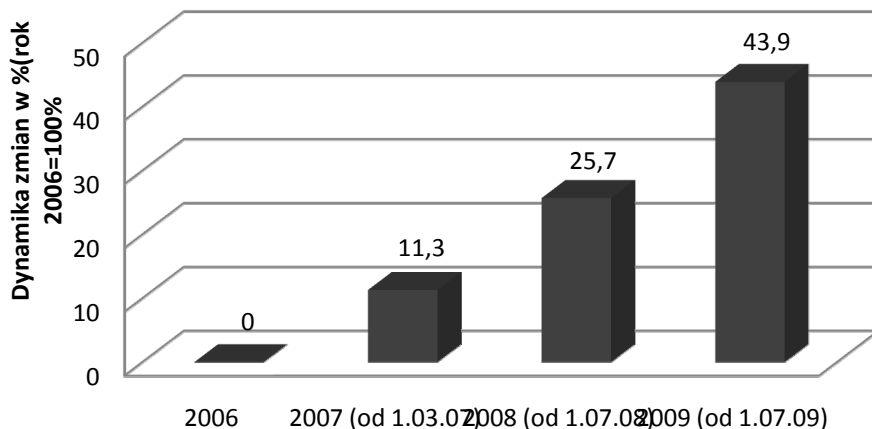
Rys. 1. Wzrost ceny wody przypadające na okres od 2006 do 1.07.2009 [9]

Fig. 1. Increase of water prices for the period from 2006 until 07.01.2009 [9]

Zużycie wody w 2006 roku nie wykazuje wyraźnej tendencji spadkowej, kształtuje się na dość stałym poziomie w zakresie od 509 m³ do 672 m³ przy średnim rocznym zużyciu 613,5 m³ (Rys. 4, Tabela 2). Zwiększone zużycie wody odnotowano w miesiącu wrześniu oraz październiku wynosi 672 m³. Natomiast biorąc pod uwagę jednostkowe zużycie wody można zauważyć (Tabela 2), że występuje ono w przedziale od 125,06 dm³/M·d do 144,83 dm³/M·d, a średnia wartość oscyluje na poziomie 137,61 dm³/M·d przy czym norma zużycia wody wynosi 100 dm³/M·d [4].

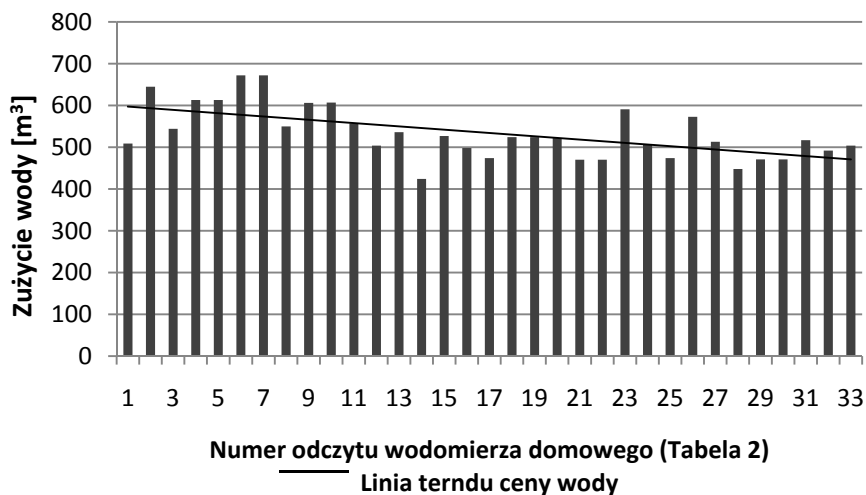
Zużycie wody w 2007 roku (Rys. 5, Tabela 2) oscyluje w zakresie od 424 m³ do 557 m³ przy średnim poziomie zużycia wynoszącym 502,5 m³ i jest ono niższe od średniego zużycia w 2006 roku o 18,1%. Rozpatrując średnie jednostkowe zużycie wody (Tabela 2) można za-

uważyć, że występuje ono na poziomie $114,37 \text{ dm}^3/\text{M}\cdot\text{d}$ i jest niższe niż w 2006 roku o 16,89%.



Rys. 2. Dynamika wzrostu ceny wody w latach 2006÷2009 [9]

Fig. 2. Dynamics of water prices increase for the years 2006÷2009 [9]



Rys. 3. Zużycie wody przypadające na okres od marca 2006 do grudnia 2008 roku dla budynku mieszczącego się przy ul. Orlej 49 [9]

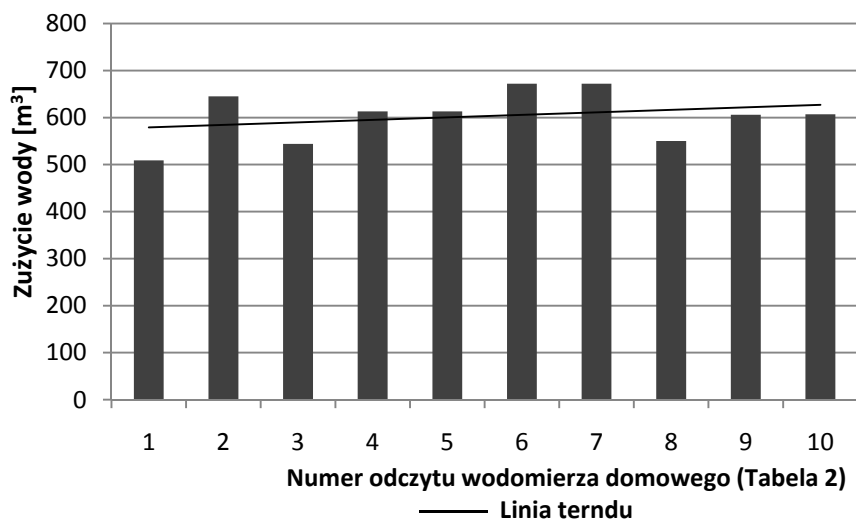
Fig. 3. Water consumption in period from March 2006 to December 2008 for the building located at Orla 49 [9]

Tabela 2. Zestawienie zużycia wody w 2006, 2007 oraz 2008 roku dla budynku zlokalizowanego przy ul. Orlej 49
Table 2. Summary of water consumption in 2006, 2007 and 2008 for the building located at Orla 49

Nr odcz.	Data odcz. gl. wodomierza	Wartość odcz. wodomierza głównego	Ilość dni między odczytami wod. głównego	Zużycie od poprzedniego odczytu	Zużycie średnio-dobowe między odczytami	Zużycie wody na mieszkańca na miesiąc	Zużycie wody
Zużycie wody w 2006 roku							
1	06-03-27	3336	27	509	18,85	3,51	7,69
2	06-04-26	3981	30	645	21,50	4,45	6,74
3	06-05-26	4525	30	544	18,13	3,75	8,00
4	06-06-26	5138	31	613	19,77	4,23	7,33
5	06-07-27	5751	31	613	19,77	4,23	7,33
6	06-08-28	6423	32	672	21,00	4,63	6,90
7	06-09-29	7095	32	672	21,00	4,63	6,90
8	06-10-26	7645	27	550	20,37	3,79	7,12
9	06-11-26	8251	31	606	19,55	4,18	7,42
10	06-12-27	8858	31	607	19,58	4,19	7,41
Zużycie wody w 2007 roku							
11	07-01-24	—	28	557	19,89	3,84	7,29
12	07-02-21	188	28	504	18,00	3,48	8,06
13	07-03-29	724	36	536	14,89	3,70	9,74
14	07-04-26	1148	28	424	15,14	2,92	9,58
15	07-06-01	1675	36	527	14,64	3,63	9,91
16	07-06-27	2173	26	498	19,15	3,43	7,57
17	07-07-26	2647	29	474	16,34	3,27	8,87

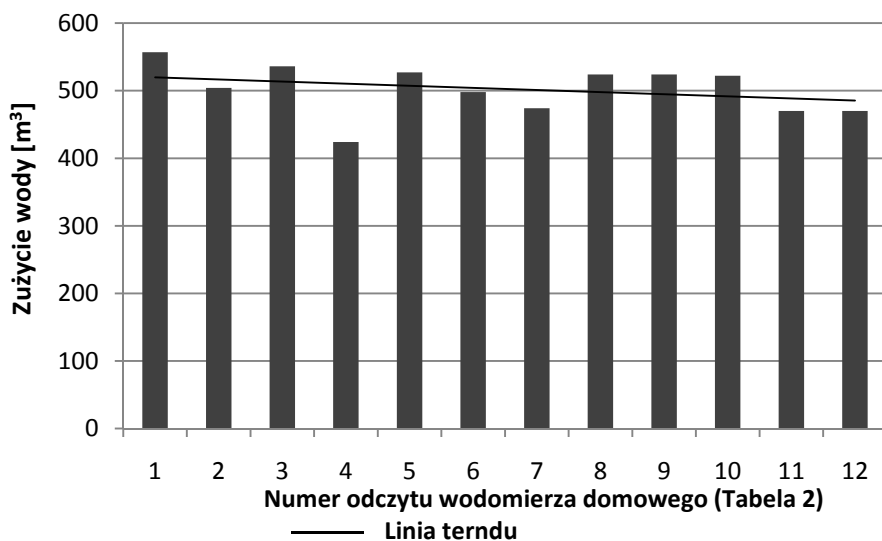
Tabela 2. cd.
Table 2. cont.

Nr odcz.	Data odcz. wodomierza gl.	rr-mm-dd	Wartość odcz. wodomierza głównego [m ³]	Ilość dni między odczytami wod. głównego [dni]	Zużycie od poprzedniego odczytu [m ³]	Zużycie średnio-dobowe między odczytami [m ³]	Zużycie wody na mieszkańca [m ³ /M-m-c]	Zużycie wody [dm ³ /M-d]
18	07-08-27	07-08-27	3171	32	524	16,38	3,61	8,85
19	07-09-28	07-09-28	3695	32	524	16,38	3,61	8,85
20	07-10-30	07-10-30	4217	32	522	16,31	3,60	8,89
21	07-11-29	07-11-29	4687	30	470	15,67	3,24	9,26
22	07-12-28	07-12-28	5157	29	470	16,21	3,24	8,95
Zużycie wody w 2008 roku								
23	08-01-30	08-01-30	5748	33	591	17,91	4,08	8,10
24	08-02-29	08-02-29	6255	30	507	16,90	4,30	6,98
25	08-03-28	08-03-28	6729	28	474	16,93	4,02	6,97
26	08-04-30	08-04-30	7302	33	573	17,36	4,86	6,80
27	08-05-29	08-05-29	7815	29	513	17,69	4,35	6,67
28	08-06-26	08-06-26	8263	28	448	16,00	3,80	7,38
29	08-07-28	08-07-28	8734	32	471	14,72	3,99	8,02
30	08-08-30	08-08-30	9205	33	471	14,72	3,99	8,27
31	08-09-30	08-09-30	9722	31	517	16,68	4,38	7,08
32	08-10-30	08-10-30	10214	30	492	16,40	4,17	7,20
33	08-11-26	08-11-26	10718	27	504	18,67	4,27	6,32



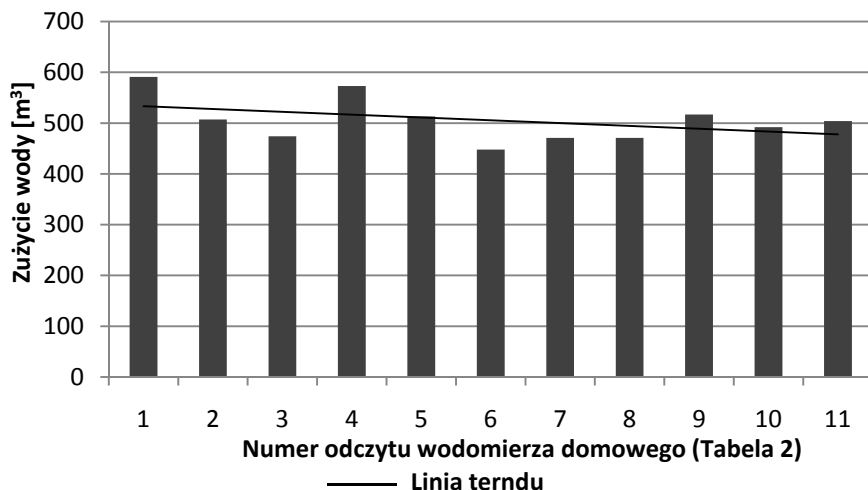
Rys. 4. Miesięczne zużycie wody przypadające na 2006 rok [9]

Fig. 4. Monthly water consumption in 2006 [9]



Rys. 5. Miesięczne zużycie wody przypadające na 2007 rok [9]

Fig. 5. Monthly water consumption in 2007 [9]



Rys. 6. Miesięczne zużycie wody przypadające na 2008 rok [9]

Fig. 6. Monthly water consumption in 2008 [9]

Biorąc pod uwagę rok 2008 zużycie wody występuje w zakresie od 448 m^3 do 519 m^3 przy czym jego średnie zużycie oscyluje na poziomie $505,54 \text{ m}^3$ (Rys. 6, Tabela 2). Średnie jednostkowe zużycie wody wynosi $115,06 \text{ dm}^3/\text{M}\cdot\text{d}$ i w porównaniu do 2007 r. jest wyższe o zaledwie 0,6%. Analizując zużycie wody z 2008r. i 2007 r. zauważamy nieznaczny wzrost zużycia (występujący w 2008 r.), który nie wpływa na ogólną tendencję zużycia wody.

4. Wnioski

Czynnikami mającymi wpływ na spadek zużycia wody może być między innymi:

- stosowanie nowoczesnej armatury czerpalnej,
- zwiększająca się liczba opomiarowanych mieszkań,
- upowszechnienie świadomości konsumenta o wartości wody,
- wzrost kosztów produkcji i sprzedaży 1 m^3 wody.

Analizę zużycia wody objęto okres od marca 2006 r. do grudnia 2008 r. Badaniem objęto jeden budynek wielorodzinny, średnio-wysoki (pięciokondygnacyjny), II klasy wyposażenia sanitarnego, zlokalizowa-

nego na terenie Koszalińskiej Spółdzielni Mieszkaniowej „Nasz Dom”. Przeprowadzona analiza wykazała spadkową tendencję zużycia wody (Rys. 3, Tabela 2). Średnie zużycie wody w budynku podjętym analizą przedstawia się następująco (Rys. 3, 4, 5 Tabela 2) w 2006 roku wyniosło $552,2 \text{ m}^3$, 2007r. – $502,5 \text{ m}^3$, a w 2008 roku wyniosło $505,5 \text{ m}^3$. Biorąc pod uwagę cenę 1 m^3 wody łatwo zauważyć iż wraz ze wzrostem ceny wody (Rys. 1, 2) zmniejsza się jej zużycie (Rys. 3). Dynamika wzrostu ceny wody w analizowanym okresie przedstawiała się następująco (rok 2006 = 100%): w 2007 r. nastąpił wzrost ceny wody o 11,3% w 2008 r. o 25,7%, a w 2009 r. o 43,9%. Wskaźnik jednostkowego zużycia wody w badanym budynku na przestrzeni badanego okresu charakteryzował się w następujący sposób: w roku 2006 wyniósł $137,61 \text{ dm}^3/\text{M}\cdot\text{d}$ w 2007 – $114,37 \text{ dm}^3/\text{M}\cdot\text{d}$, a w 2008 $115,06 \text{ dm}^3/\text{M}\cdot\text{d}$ (Tabela 2), i jest on porównywalny do normy zużycia wody wynoszącej $100 \text{ dm}^3/\text{M}\cdot\text{d}$ [4].

Literatura:

1. **Biedugnis S., Smolarkiewicz M.:** *Analiza zużycia wody w zabudowie wielorodzinnej na przykładzie wybranych spółdzielni Mazowsza*. VIII Ogólnopolska Konferencja Naukowa – Darłówek, 245-256, 2007.
2. **Kłos-Trębaczkiwicz H., Osuch-Pajdzińska E.:** *Analiza tendencji zmian zużycia wody w miastach polskich*. Ochrona Środowiska, Nr 4, 63-67, 2005.
3. **Suligowski Z.:** *Potrzeby gospodarstwa domowego. Spadek konsumpcji*. Instalator nr 12 (76), 46-47, 2004.
4. **Żuchowicki A.W., Kuczyński W.:** *Analiza porównawcza zmian w rozbiórach wody z uwzględnieniem sposobu jej dostarczania do odbiorców*. Rocznik Ochrony Środowiska, Tom 11, rok 2009, Koszalin, 781-786, 2009.
5. **Pawlak M.:** *Indywidualne sposoby zmniejszenia zużycia wody pitnej*. BMP Ochrona Środowiska 4/2009, 49-51, 2009.
6. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 14 stycznia 2002 r. w sprawie określenia przeciętnych norm zużycia wody DZU nr 8 poz. 70.
7. **Roman M., Kłos-Trębaczkiwicz H.:** *Zmiany zużycia wody w miastach polskich w latach 1987-1998*. Ochrona Środowiska, Nr 3, 2001.
8. **Żuchowicki A.W.:** *Projektowanie sieci wodociągowej i kanalizacyjnej*. Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Koszalińskiej 2004.
9. Dane uzyskane z Koszalińskiej Spółdzielni Mieszkaniowej „Nasz Dom”.

Water Consumption by Multi-family Building Residents

Abstract

Downward trend of water consumption is maintaining from about 1990. Its value is between 30% to 50% for a city, as well as household. Decreasing water consumption caused by, inter alia:

- using modern plumbing fittings,
- increasing number of measured households,
- dissemination of consumer awareness of the value of water,
- increase of production cost of 1 m³ of water and in the result its price.

Downward trend in water consumption is one of the factors causing the operational problems of water supply systems, such as reduction of water speed. As a result of this phenomenon the residence time of water in the pipe increases, which in turn leads to change in the quality and the need of intensification of pipes flushing.

In this paper an analysis of water consumption based on monthly water consumption and its price per m³ has been carried out.

Data for analysis were obtained courtesy of Koszalin Housing Association "Nasz Dom".

Analysis of water covered the period from March 2006 to December 2008. A multi-family, medium-high (five-floors), with class II sanitary equipment (multi-family buildings where the apartments are equipped with water, sewer, toilet and bathroom, with local unit for heating water) building was examined.

The analysis showed a declining trend of water consumption (Fig. 3, Table 2). The average water consumption in the examined building is as follows (Fig. 3, 4, 5, Table 2): in 2006 amounted to 552.2 m³, 2007 – 502.5 m³ and in 2008 amounted to 505.5 m³. Given the price of 1 m³ of water is easy to see that with the increase of price of water (Fig. 1, 2) decreases its consumption (Fig. 3). Increase dynamics of water prices in the examined period was as follows (2006 = 100%): in 2007 water prices increased by 11.3%, in 2008 by 25.7%, and in 2009 by 43.9%. Indicator of unit water consumption in the surveyed building over the examined period was characterized as follows: in 2006 amounted to 137.61 dm³/M·d, in 2007 – 114.37 dm³/M·d, and in 2008 115.06 dm³/M·d (Table 2), and it is comparable to a standard water consumption, which is 100 dm³/M·d.



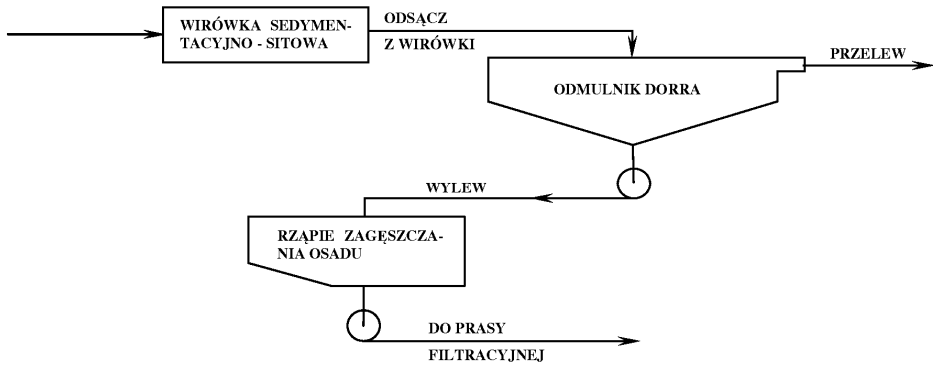
Odwadnianie szlamu węglowego na drodze periodycznej filtracji wirowej

*Michał Palica, Karolina Wątor, Jan Thullie, Łukasz Kurowski
Politechnika Śląska, Gliwice*

1. Wstęp

W jednej z kopalń węgla kamiennego odwadnianie zawiesiny z wirówek sedymentacyjno-sitowych polega na podawaniu odsącza do odmulnika DORR'a, skąd szlam kierowany jest na prasy filtracyjne typu PF – ROW, a proces filtracji prowadzony jest przy ciśnieniu roboczym 6 bar. W wyniku odwadniania uzyskuje się osad o wilgotności 36÷37%. Dane technologiczne przewidują, że zagęszczony wylew z odmulnika DORR'a zawiera 250÷300 g/dm³ ciała stałego, a przelew zawracany do obiegu zawiera 2÷4 g/dm³ ciała stałego, będącego wg danych [1] w ok. 81,5% węglem, a więc ciało stałe stanowi cenny surowiec energetyczny. Problemem technicznym znanych technik odwadniania takich szlamów jest ich drobne uziarnienie, dlatego rozważono zmianę sposobu odwadniania na periodyczną filtrację wirową, a ideą badań było stwierdzenie, czy w czasie takiej filtracji uzyskuje się zbliżone wilgotności końcowe osadów. Potwierdzenie takiej tezy dla periodycznej filtracji wirowej mogłoby stanowić asumpt do zmiany technologii odwadniania w kierunku filtracji wirowej ciągłej, dla której wprawdzie koszty inwestycyjne takich wirówek są bardzo wysokie, ale zdecydowanie mniejsze są koszty robocizny. Oczywiście o ewentualnym wyborze sposobu odwadniania musiałby decydować rachunek ekonomiczny.

Schemat węzła technologicznego zamieszczono na rys. 1.



Rys. 1. Schemat węzła odwadniania po wirówkach sedymentacyjno-sitowych
Fig. 1. Scheme of dewatering centre after sedimentation-screen centrifuges

2. Cel i zakres badań

Celem badań było eksperymentalne ustalenie głębokości odwodnienia na drodze okresowej filtracji wirowej w skali laboratoryjnej wylewu z odstoju DORR'a, kierowanego poprzez rząpie do prasy filtracyjnej i porównanie uzyskanych wyników z wilgotnością po prasach filtracyjnych. Przewidywany zakres zmienności czasu wirowania wynosił $\tau = 4\div 30$ min, natomiast współczynnik uwielokrotnienia $a/g = 174,5\div 1786,8$ (wynikał on z możliwości osiągnięć laboratoryjnej wirówki MPW-340 adaptowanej do warunków filtracji wirowej, czyli liczby obrotów, przy których nie obserwowano nad osadem warstwy cieczy klarownej, równych w przybliżeniu 1250 1/min do maksymalnej liczby obrotów wynoszących 4000 1/min). Do zawiesiny poddanej wirowaniu nie dodawano powtórnie flokulantu – flokulant był podawany do strumienia koncentratu przed wirówką sedymentacyjno-sitową. Z dość dużą pewnością można tu podać, że odsącz z wirówki, szlam po odmulniku DORR'a i zagęszczony odsącz po rząpiach miał już m.in. z powodu wysokiej liczby obrotów wirówki i z tytułu działania pomp flokuły zdegradowane, stąd ewentualne dodawania nowej porcji flokulantu winno być zlokalizowane przed prasami, a więc bezpośrednio przed węzłem odwodnienia. Tematyka odwodnienia różnych strumieni kopalnianych była dotąd przedmiotem licznych badań, a dotyczyły one ogólnie różnych flokulantów, doboru tkaniny, modelowania rozdziału czy propozycji zmian tech-

nologii odwadniania strumieni o niewielkim udziale masowym ciała stałego o drobnym (mikronowym) uziarnieniu [2÷10]. Część tych prac dotyczyła filtracji czy dekantacji wirowej, część filtracji ciśnieniowej. W pracach tych oparto się na teoretycznych przesłankach opisu procesu filtracji podanego m.in. przez Żuzikowa [11], Kocha i Noworytę [12], Malinowską i wsp. [13] oraz w pracach [14÷19]. Liczne dane opublikowała również grupa badawcza kierowana przez Piecucha, w tym prace [20÷23], a zwłaszcza monografie [24] i [25] (bardziej obszerny przegląd prac tej grupy zacytowano w [26]).

Niniejsza publikacja omawia odwadnianie szlamu węglowego o stosunkowo wysokiej koncentracji ciała stałego (przekraczającej 20% masowych) na drodze periodycznej filtracji wirowej w skali laboratoryjnej, a dane pracy, jak wspomniano, mogą stanowić podstawę do ewentualnej zmiany filtracji z ciśnieniowej (na prasach) na wirową (wcześniejsze prace dotyczyły znacznie niższych udziałów masowych ciała stałego w zawieszynie, rzędu kilku procent [1÷10]).

3. Wyniki badań

Badaniom poddano szlam kierowany na prasy filtracyjne, pobrany tego samego dnia do dwu pojemników 60 dm³ w sposób losowy w odstępie ok. 1 godziny. Dane dla tych zawiesin zestawiono w tabeli 1, a zmierzono je zgodnie z obowiązującymi procedurami.

Tabela 1. Podstawowe dane dla zawiesin

Table 1. Basic data for suspensions

Wielkość	Pojemnik 1 (nadawa 1)	Pojemnik 2 (nadawa 2)
Gęstość zawiesiny ρ_z [kg/m ³]	1057,3	1056,7
Gęstość filtratu ρ_f [kg/m ³]	1003,2	1001,9
Udział masowy ciała stałego w zawieszynie u_z [kg/kg]	0,2237	0,2262
Udział masowy soli w filtracie u_s [kg/kg]	0,00973	0,00998
pH	7,13	7,28

Dane te zaczerpnięto z pracy źródłowej [27].

Wszystkie testy filtracji wirowej prowadzono na wirówce laboratoryjnej MPW – 340, adaptowanej we własnym zakresie do periodycznej

filtracji wirowej, przy użyciu wytypowanej we wcześniejszych badaniach tkaniny PT – 912. Tkanina ta charakteryzuje się relatywnie niskimi oporami, gwarantuje klarowny przesącz, a przede wszystkim daje dość wysoką wartość stałej K równania charakterystycznego filtracji

$$\frac{V}{F} = K \frac{\tau}{V/F} + C \quad (1)$$

Testy filtracyjne prowadzono w dwu seriach (dla dwu nadaw) dla następujących czasów filtracji τ i współczynników uwielokrotnienia Φ : $\tau = 4, 7, 15, 20, 25, 30$ min, $\Phi = a/g = 174.5, 251.3, 342.0, 446.7, 565.3, 698.0, 844.5, 1005.1, 1368.0, 1786.8$.

Dla niektórych parametrów ruchowych obserwowano niecałkowite odwodnienie zawiesiny – nad utworzonym osadem pozostawała warstwa zawiesiny – punktów takich nie uwzględniano przy poszukiwaniu funkcji opisującej głębokość odwodnienia. Dotyczyło to najniższych liczb obrotów wirówki i krótkich czasów wirowania. Stąd do opracowania trójparametrowej funkcji

$$w = f(a/g, \tau) \quad (2)$$

wykorzystano w pierwszej wersji 50 uśrednionych punktów, a po przeanalizowaniu danych – 45 punktów (dla nadawy 1) oraz odpowiednio 47 i 45 punktów (dla nadawy 2).

Wilgotności osadu po wirowaniu określano jako średnią arytmetyczną z 4 oznaczeń (naczyń). W niektórych wypadkach obserwowano w jednym z naczyń mętny filtrat – wówczas do średniej wykorzystywano 3 oznaczenia (w wirówce MPW – 340 znajdują się 4 ramiona z wkładami, w których doszczelnienie między poboczną wkładu a tkaniną filtracyjną spoczywającą na siatce metalowej zapewniała gumowa uszczelka typu O-ring. Niewystarczające dociśnięcie uszczelki powodowało przechodzenie zawiesiny między ścianką cylindra a uszczelką, a efektem tego był mętny filtrat i zwykle nieco wyższa wilgotność osadu w danym wkładzie niż w pozostałych).

Przykład zestawienia danych pomiarowych zamieszczono w tabeli 2.

Tabela 2. Zestawienie danych pomiarowych dla liczby obrotów wirówki
 $n = 4000$ [1/min] ($a/g = 1786,8$) dla nadawy 2

Table 2. Setting-up of measurement data for rotational frequency of centrifuge
 equal to $n = 4000$ [1/min]

Czas wirowania τ [min]	Grubość plačka [mm]	Ilość filtratu [cm ³]	Wilgotność plačka w [kg/kg]	Udział masowy ciała stałego w filtracie w_f [kg/kg]
4	14,0	37,5	0,4300	0,000561
	14,5	37,0	0,4310	0,000569
	15,0	37,5	0,4290	0,000571
	14,0	37,0	0,4298	0,000570
	średnia			0,4299
7	14,5	39,0	0,3730	0,000628
	15,0	38,0	0,3716	0,000628
	14,0	41,0	0,3744	0,000626
	14,5	38,0	0,3733	0,000627
	średnia			0,3731
15	14,5	41,0	0,3741	0,000626
	15,0	41,0	0,3719	0,000638
	15,0	39,5	0,3797	0,000620
	14,5	41,5	0,3644	0,000636
	średnia			0,3725
20	14,0	38,5	0,3734	0,000627
	14,5	38,0	0,3716	0,000628
	14,5	42,0	0,3629	0,000637
	15,0	41,5	0,3451 ^{*)}	0,000655
	średnia			0,3693
25	14,5	37,0	0,3796 ^{*)}	0,000620
	14,0	38,0	0,3688	0,000631
	15,0	38,5	0,3663	0,000634
	15,0	38,5	0,3697	0,000630
	średnia			0,3683
30	15,0	39,0	0,3725 ^{*)}	0,000627
	14,0	42,0	0,3692	0,000631
	14,5	41,0	0,3607	0,000639
	14,5	40,5	0,3679	0,000632
	średnia			0,3659

^{*)} – dotyczy oznaczeń, których nie uwzględniano w średniej

Dane tabeli 2 podają wilgotności bez uwzględnienia poprawki na zawartość soli w filtracie. Jak widać, przy podobnym stopniu napełnienia wkładów uzyskuje się zbliżone grubości osadów, a w miarę wydłużania czasu wirowania wzrasta ilość filtratu. Natomiast udział masowy ciała stałego w filtracie jest bardzo mały. Najbardziej istotne spostrzeżenie dotyczy malejącej wraz ze wzrostem τ wilgotności osadu. Analiza tabel pomiarowych pracy [27] wskazuje, że zmniejszenie wilgotności osadów występuje również w miarę wzrostu (a/g). Można tu wspomnieć, że korekty wilgotności ze względu na udział soli w filtracie zawartym w placuku można dokonać zależnością

$$w^* = \frac{w}{1 - w \frac{u_s}{1 - u_s}} \quad (3),$$

ale ze względu na niewielką ilość soli (rzędu 1%) wartości w^* niewiele się różnią od w . Pełny materiał doświadczalny znajduje się w [27]. Dane jak w tabeli 2 dotyczyły wspomnianych wartości a/g i dwu nadaw, a do opisu funkcji (2) zaproponowano wyrażenia

$$w = e^{A\tau^B} + C \quad \text{dla } a/g = \text{idem} \quad (4)$$

$$w = e^{A(a/g)^B} + C \quad \text{dla } \tau = \text{idem} \quad (5)$$

$$w = e^{A(a/g)^B \tau^C} + D \quad (6)$$

Wysokie współczynniki korelacji R dla funkcji (4) i (5) oraz dość wysokie dla funkcji trójparametrowej (6) sugerowały, że forma wyrażenia eksperymentalnego opisującego odwodnienie szlamu została dobrana właściwie.

Znaleziono dla nadawy 1 w oparciu o 45 uśrednionych oznaczeń wilgotności w zakresie $\tau = 4 \div 30$ min oraz $a/g = 174,5 \div 1786,8$

$$w = \exp[110,8 \cdot (a/g)^{-0,5234} \cdot \tau^{-0,6107}] - 0,6435 \quad (7)$$

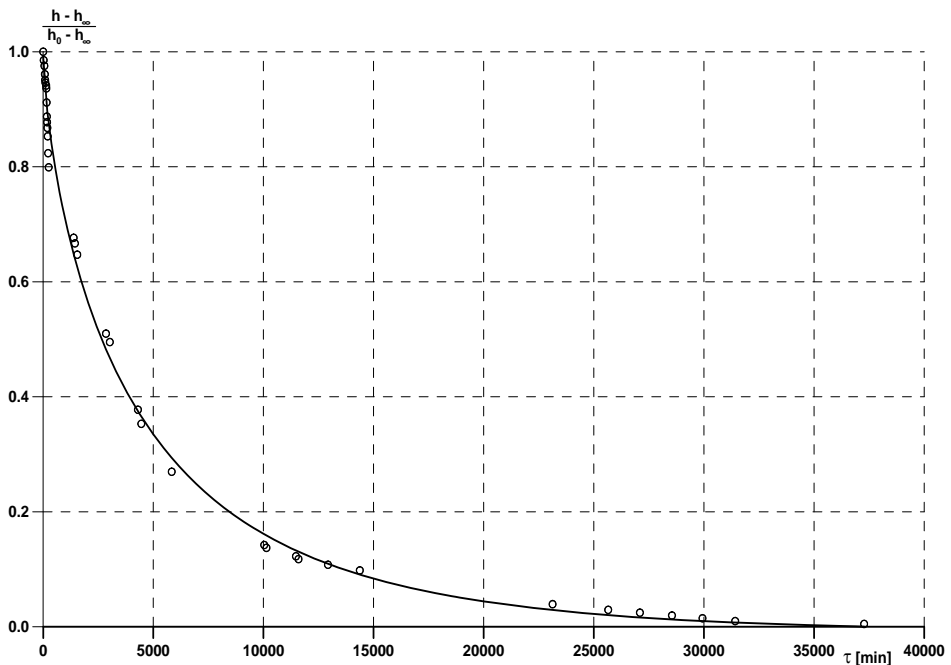
$$(R = 0,9671, \quad 45 \text{ punktów}),$$

zaś dla nadawy 2 w oparciu o 45 punktów w tym samym zakresie a/g i τ

$$w = \exp[2104,4 \cdot (a/g)^{-0,8587} \cdot \tau^{-0,7601}] - 0,6355 \quad (8)$$

$$(R = 0,9444, \quad 45 \text{ punktów}).$$

Analizy prowadzone dla innych czasów stabilizacji nie wykazały znaczących różnic składu ziarnowego w stosunku do rezultatów rys. 2. Oznacza to, że ziarna ciała stałego nie mają skłonności do aglomeracji, siły międzycząsteczkowe są niewielkie i ewentualne aglomeraty są rozbijane w układzie mieszania analizatora. Wynika stąd konkluzja, że drogą deponowania zawiesiny nie da się znacząco zmienić składu ziarnowego. Ponadto drobne uziarnienie stanowi o trudnościach w separacji fazowej i nawet stosując bardzo wysokie wartości a/g i długie czasy wirowania nie należy oczekiwać niższych od ok. 36,5% wilgotności osadów. Potwierdzeniem tego są testy sedymentacyjne. Wyniki (przykładowe) testu sedymentacyjnego zamieszczono w tabeli 3 oraz na rys. 3 i 4.



Rys. 3. Wykres sedymentacyjny dla nadawy 1

Fig. 3. Sedimentation plot for the supply 1

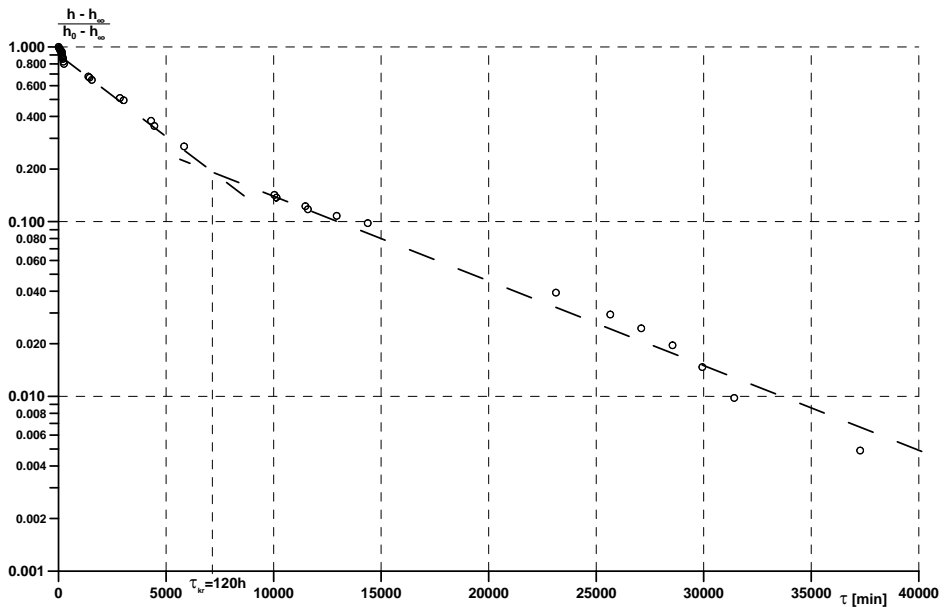
Tabela 3. Zestawienie wyników testów sedymentacyjnych dla nadawy 1
Table 3. Setting-up of sedimentation test results for the supply 1

Czas τ [min]	$\frac{h - h_{\infty}}{h_0 - h_{\infty}}$	h [min]
0	1,00000	650
23	0,98529	647
54	0,97549	645
76	0,96078	642
87	0,95098	640
100	0,94608	639
136	0,94118	638
144	0,93627	637
156	0,91176	632
166	0,88725	627
177	0,87745	625
189	0,86765	623
204	0,85294	620
223	0,82353	614
250	0,79902	609
1384	0,67647	584
1441	0,66667	582
1546	0,64706	578
2851	0,50980	550
3026	0,49510	547
4301	0,37745	523
4454	0,35294	518
5836	0,26961	501
10036	0,14216	475
10137	0,13725	474
11476	0,12255	471
11593	0,11765	470
12931	0,10784	468
14376	0,09804	466
17296	0,09314	465

Tabela 3. cd.

Table 3. cont.

Czas τ [min]	$\frac{h - h_{\infty}}{h_0 - h_{\infty}}$	h [min]
21466	0,07353	461
23128	0,03922	454
25654	0,02941	452
27094	0,02451	451
28549	0,01961	450
29934	0,01471	449
31419	0,00980	448
37274	0,00490	447



Rys. 4. Wykres sedymentacyjny dla nadawy 1 w układzie półlogarytmicznym

Fig. 4. Semi-logarithmic sedimentation plot for the supply 1

Na podstawie rys. 4 oszacowano czas krytyczny sedymentacji (po którym opadanie swobodne zmienia charakter na opadanie skrępowane) jako równy $\tau_{kr} \approx 120$ godz. Tak duża wartość τ_{kr} potwierdza, że proces rozdziału fazowego szlamu zachodzi bardzo opornie.

5. Analiza wyników badań i wnioski

Jak wynikało z pracy [26], w której poddano filtracji wirowej zawiesinę o zawartości ciała stałego $u_z \approx 8\%$, pochodzącą z tej samej kopalni, niższe wilgotności końcowe dla tych samych parametrów ruchowych wirówki uzyskiwano dla zawieszin nie zawierających flokulantu dla najwyższych a/g i τ stosowanych w testach laboratoryjnych ($w \approx 39,0\%$). Wzrastający dodatek flokulantu zwiększał wilgotność końcową osadu, stąd w omawianych badaniach nie dodawano do szlamu flokulantu. W porównywalnych warunkach ruchowych uzyskano dla szlamu wilgotności nieco niższe (najniższe wartości w uzyskano dla $a/g = 1786,8$ i $\tau = 30$ min i wynosiły one: $w = 36,6\%$ dla nadawy 2 i $w = 37,2\%$ dla nadawy 1). Są to wartości o ok. 2% niższe, niż w [26], a biorąc pod uwagę znaczne wielkości strumieni poddawanych odwadnianiu na prasach, rezultat ten można uznać za istotny. Stanowi on ponadto potwierdzenie tezy, że większy udział ciała stałego w zawieszinie poddawanej filtracji wirowej skutkuje niższą wilgotnością końcową osadu.

O trudnościach rozdziału fazowego świadczą też analizy ziarnowe i testy sedymentacyjne. Przy tak drobnym uziarnieniu (mikronowym) i długich czasach krytycznych sedymentacji (ok. 120 godz.) nie można oczekiwać niskich wilgotności osadów, a filtracja wirowa jest zalecanym technicznie sposobem prowadzenia separacji fazowej, tylko przy wysokich czasach wirowania i dużym współczynniku uwielokrotnienia.

Oznaczenia – Symbole

A, B, C, D – stałe zależności empirycznych (4), (5) i (6)

– constants in Eq. (4), (5) and (6)

C – stała filtracji, m

– filtration constant, m

F – powierzchnia filtracji, m^2

– filtration area, m^2

K – stała kinetyczna filtracji w równaniu (1), m^2/s

– filtration kinetic constant in Eq. (1), m^2/s

V – objętość filtratu, m^3

– filtrate volume, m^3

a – przyspieszenie dośrodkowe, m/s^2

– centripetal acceleration, m/s^2

- g – przyspieszenie ziemskie, m/s^2
– *acceleration due to gravity, m/s^2*
- u_s – udział masowy soli w filtracie, kg/kg
– *salt mass fraction in filtrate, kg/kg*
- u_z – udział masowy ciała stałego w zawiesinie, kg/kg
– *mass concentration of solid phase in suspension, kg/kg*
- w – wilgotność osadu, kg/kg
– *cake moisture content, kg/kg*
- w^* – zmodyfikowana wilgotność osadu, kg/kg
– *modified cake moisture content, kg/kg*
- w_f – udział masowy ciała stałego w filtracie, kg/kg
– *mass concentration of solid phase in filtrate, kg/kg*
- ρ_f – gęstość filtratu, kg/m^3
– *density of filtrate, kg/m^3*
- ρ_z – gęstość zawiesiny, kg/m^3
– *density of suspension, kg/m^3*
- τ – czas filtracji, s
– *filtration time, s*
- τ – czas krytyczny sedymentacji, s
– *critical time of sedimentation, s*

Literatura

1. **Palica M., Salasowicz M., Spyрка W., Szczepańska J.:** Karbo, 2, 121, 2009.
2. **Palica M.:** Chem. Eng. Proc., 33, 141, 1994.
3. **Malirz D., Kocurek J., Palica M.:** Karbo, 1, 39, 2006.
4. **Palica M.:** Karbo, 3, 164, 2006.
5. **Palica M., Korcz Ł., Niemirowski J., Szeja W.:** Karbo, 1, 57, 2007.
6. **Palica M., Pudło W.:** Inż. Ap. Chem., 4, 22, 2005.
7. **Palica M., Kocurek J., Szymczyk S.:** Rocznik Ochr. Środ., 8, 215, 2006.
8. **Palica M., Grotek A., Gruca M., Niemirowski J.:** Rocznik Ochr. Środ., 9, 133, 2007.
9. **Palica M., Kocy G., Kurowski Ł., Pławecka A.:** Rocznik Ochr. Środ., 10, 301, 2008.
10. **Palica M., Spyрка W.:** Karbo, 3, 142, 2008.
11. **Żużikow W. A.:** *Filtracja. Teoria i praktyka rozdzielania zawiesin.* WNT, Warszawa 1985.

12. **Koch R., Noworyta A.:** *Procesy mechaniczne w inżynierii chemicznej*. WNT, Warszawa 1992.
13. **Malinowska T. A., Kobrinskij I. A., Kirsanow O. S., Rejnfart W.W.:** *Rozdzielanie zawiesin w przemyśle chemicznym*. WNT, Warszawa 1986.
14. **Sørensen P. B., Moldrup P., Hansen J.:** *Chem. Eng. Sci.*, 51, 967, 1996.
15. **Luckert K.:** *Inż. Chem. Proc.*, 1, 277, 1990.
16. **Luckert K.:** *Inż. Chem. Proc.*, 5-6, 21, 1988.
17. **Machej K., Trefler U.:** *Chemik*, 5, 165, 1995.
18. **Tiller F. M., Leu W. F.:** *Chinese Inst. Chem. Engrs.*, 11, 61, 1980.
19. **Kocurek J.:** *Badanie strefy kompresji ściśliwych placków filtracyjnych*. rozprawa doktorska, Politechnika Śląska, Gliwice 2000.
20. **Piecuch T.:** *Analiza teoretyczna przepływu medium przez modelowe wirówki sitowe*. Wyd. Polskiego Tow. Nauk o Ziemi, s. 100, 1984.
21. **Piecuch T., Anielak A.M.:** *Zesz. Nauk. Arch. Gór. PAN*, t. 29, Z. 3, 405, 1984.
22. **Piecuch T., Piekarski J.:** *Env. Prot. Eng.*, 2, 2002.
23. **Piecuch T., Dąbrowski T.:** *Env. Prot. Eng.*, 33, 2007.
24. **Piecuch T.:** *Analiza studialna procesu rozdziału w wirówce sedymentacyjnej*. Wyd. Pol. Koszalińskiej, Monografia, Koszalin 1992.
25. **Piecuch T.:** *Technika hydroszlamowa*. Wyd. II, Wyd. Pol. Koszalińskiej, Monografia, Koszalin 1999.
26. **Palica M., Dolina A., Gierczycki A., Kolorz S.:** *Rocznik Ochr. Środ.*, 11, cz. 2, 1063, 2009.
27. **Wątor K.:** *Periodyczna filtracja wirowa zawiesiny węglowej*. Praca dyplomowa magisterska wykonana pod kierunkiem M. Palicy, Katedra Inżynierii Chemicznej i Procesowej Politechniki Śląskiej, do użytku wewnętrznego, Gliwice 2009.

Coal Sludge Dewatering Using Periodical Centrifugal Filtration

Abstract

Results of experiments dealing with laboratory-scale periodical centrifugal filtration of sludge originated from one of coal mines, currently dewatering in filtration press, is presented in the paper. This sludge is characterized by a quite high, i.e. greater than 20% mass concentration of solid phase being the coal in 81.3%. Because a final moisture content in the sediment is approximately equal to 37% at pressure of 6 bars, a question appears, if using the centrifugal filtration for simplex $a/g = 1000$ (usually applied in industrial conditions) and

the centrifugation time close to 10 min, a lower final moisture content of sediment can be achieved? It was stated that for such conditions, the final moisture content was equal to about 0.418, what was much higher than after presses. Researches on centrifugal filtration were conducted in a relatively broad range of $a/g = 174.5 \div 1786.8$ and $\tau = 4 \div 30$ min. It was proved that the influence of a/g on the final moisture content was stronger than τ . For the highest a/g and τ used in the experiments, values of $w = 36.6\%$ (for the supply 2) and $w = 37.2\%$ (for the supply 1) were obtained. The data for sludge presented in this work indicate that the increase of solid phase mass concentration in the suspension influences the decrease the final moisture content of sediment, and this conclusion is a result of comparison of the data taken from works [26] and [27], obtained for a few and over 20% solid phase concentration in suspension. Quite high values of moisture content in sediments indicate the difficulties in mechanical phase separation. This was also proved by additional measurements, including particle size distribution and sedimentation tests. It was stated that particle size distribution was very fine (μm) and critical sedimentation time – long (ca. 120 hr.). This means that the initial suspension thickening using sedimentation is unnecessary. One of the conclusion derived from the researches leads to the statement that periodical or continuous centrifugal filtration is useless because of wet sediments obtained. It is also worth to mention that filtration tests were carried out for previously selected filtration cloth of the type PT – 912 and suspension tested could be treated as without addition of flocculant.



Zastosowanie procesu Fentona i sekwencyjnych reaktorów porcjowych do oczyszczania ścieków z produkcji okien drewnianych¹

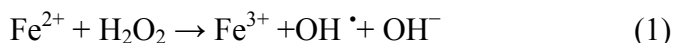
Krzysztof Piaskowski, Renata Świdorska-Dąbrowska
Politechnika Koszalińska

1. Wprowadzenie

Zawartość różnorodnych zanieczyszczeń w ściekach przemysłowych o charakterze trudno- lub niebiodegradowalnych ogranicza w dużym stopniu zastosowanie konwencjonalnych metod oczyszczania ścieków, szczególnie metod biologicznych. Domieszki takich ścieków stanowią pestycydy, fenole i ich pochodne, związki chlorowcoorganiczne, substancje powierzchniowo czynne, barwniki. Związki te oraz pochodne ich niepełnego utleniania stanowią zagrożenie dla odbiorników wodnych w wyniku niepełnego ich usunięcia w procesach oczyszczania ścieków. Mogą one również negatywnie oddziaływać na żywotność mikroorganizmów osadu czynnego, prowadząc do ich zatrucia. Przeniesienie zanieczyszczeń z jednej fazy np. ciekłej do osadu, w przypadku substancji toksycznych nie rozwiązuje problemu. W wielu przypadkach skuteczną metodą oczyszczania ścieków przemysłowych jest poprzedzenie procesu oczyszczania biologicznego procesem pogłębionego chemicznego utleniania (Advanced Oxidation Processes). Najbardziej znaną metodą

¹ Badania przeprowadzono w ramach projektu badawczego nr N207 082 31/3902 finansowanego przez MNiSW.

AOPs jest reakcja Fentona. Wysoki potencjał oksydacyjno-redukcyjny generowanych rodników hydroksylowych $\text{OH}\cdot$, pozwala na utlenienie większości zanieczyszczeń do prostych form, ulegających dalszemu biologicznemu rozkładowi, zgodnie z uproszczonym równaniem:



Jony Fe(II) będące katalizatorem procesu i rodniki $\text{OH}\cdot$ inicjują szereg reakcji łańcuchowych, których produktami mogą być rodniki nad-tlenkowe ($\text{O}_2^{\cdot-}$), nadtlenohydroksylowe (HO_2^{\cdot}) czy też aniony nadtleno-hydroksylowe (HO_2^-) [1÷3].

Metody AOPs znalazły szerokie zastosowanie do oczyszczania ścieków z przemysłu chemicznego, z produkcji klejów mocznikowych, pigmentów, ścieków zapalczanych, z pralni, ścieków włókienniczych, pofarbiarskich oraz celulozowo-papierniczych itp. Liczne badania wykazały, że poprzedzanie procesu biologicznego chemicznym utlenianiem ścieków przemysłowych lub innych substancji nie ulegających biodegradacji, jest najbardziej efektywną i skuteczną metodą oczyszczania [1, 4, 5]. Przykładem związków ulegających utlenianiu za pomocą odczynnika Fentona są: fenole, ketony, alkohole, benzen, nitrobenzen, toluen, p-toluen, anilina, p-nitrofenol. Odczynnik Fentona okazał się również skuteczny przy usuwaniu pestycydów fosforoorganicznych ze ścieków przemysłowych (>97% usunięcia) oraz pestycydów z grupy węglowodorów chlorowanych (90%). Również zastosowanie utleniania odczynnikiem Fentona herbicydu tri azynowego – atrazyny wykazało efektywność utleniania na poziomie 98÷99% pomimo trudności w usuwaniu tego herbicydu [6÷8].

Wprowadzenie chemicznego utleniania zanieczyszczeń, jako pre-oksydacji pozwala na osłonę części biologicznej oczyszczalni, zmniejszając ładunek zanieczyszczeń trudno rozkładalnych oraz poprawiając sprawność procesów biochemicznych. W układzie takim uzyskuje się obniżenie stężenia substancji organicznych trudnorozkładalnych nawet o 95÷98%, przy wartościach początkowych ChZT rzędu kilkuset lub nawet kilkudziesięciu tysięcy miligramów na litr. Wyniki takie uzyskano w badaniach nad oczyszczaniem m.in. ścieków z przemysłu elektronicznego, ścieków farmaceutycznych oraz tekstylnych, zawierających często również polimery syntetyczne i półsyntetyczne [9÷13]. Szereg z nich (np. PVA) jest szeroko stosowany w produkcji tworzyw, są dodawane

w przemyśle papierniczym, drzewnym, tekstylnym, garbarskim i mogą one przenikać do środowiska toksycznie oddziałując bądź zakłócając cykl życiowy organizmów wodnych [14]. Półproduktem do otrzymywania PVA (poli(alkoholu winylowego)) jest polioctan winylu (PVAC), szeroko stosowany jako składnik klejów i farb emulsyjnych, w przemyśle papierniczym, włókienniczym i budownictwie, stanowiąc uciążliwe dla środowiska zanieczyszczenie [15]. W artykule przedstawiono laboratoryjne badania nad oczyszczaniem ścieków klejowych będących odpadem z produkcji drewnianych okien. Ścieki zawierające duże ilości polioctanu winylu i kopolimeru winylu unieszkodliwiano w układzie chemiczno-biologicznym: Fenton – SBR.

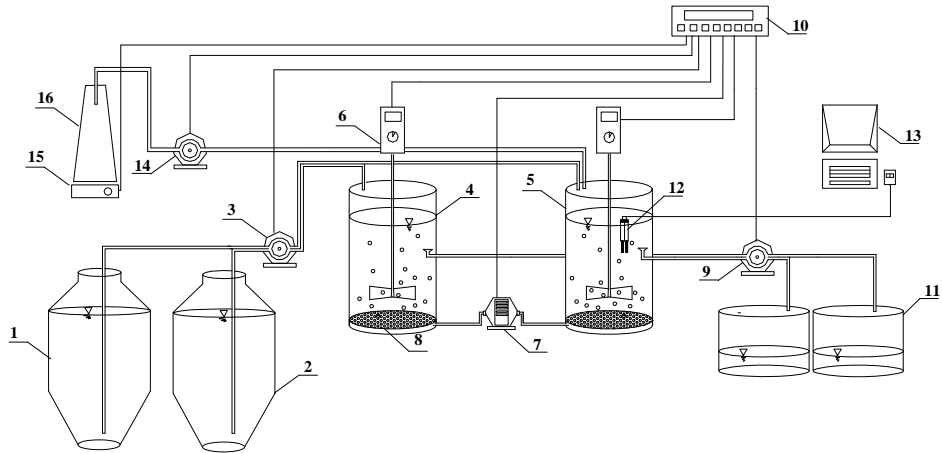
2. Metodyka badań

Badania przeprowadzono na stanowisku badawczym, którego schemat przedstawiono na rys. 1. Stanowisko to składało się z dwóch sekwencyjnych reaktorów porcjowych SBR o pojemności roboczej 3 litrów. W obu reaktorach hodowano osad czynny zaszczipiony z komunalnej oczyszczalni ścieków przez okres 4 tygodni, dostosowując go do pracy w systemie SBR oraz do ścieków syntetycznych. Wiek osadu utrzymywano na poziomie 20 dni (usuwanie osadu nadmiernego raz na dobę) oraz 33% współczynnik dekantacji. Reaktory pracowały w cyklu 8-godzinnym zgodnie z układem poszczególnych faz procesowych podanym w tab. 1. Praca reaktorów oraz urządzeń tworzących cały układ sterowana była automatycznie.

Reaktory były zasilane ściekami syntetycznymi przygotowanymi na bazie wody wodociągowej oraz składników mineralnych i organicznych: peptonu tryptonu, bulionu zwykłego z glukozą, NH_4Cl , NaCl , $\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, KH_2PO_4 , H_2PO_4 . Parametry ścieków były zbliżone do charakterystyki rzeczystych ścieków komunalnych (tab. 2).

W przyjętym układzie reaktor SBR-1 był reaktorem kontrolnym, natomiast, do drugiego kierowano dodatkowo ścieki chemiczne po procesie Fentona (SBR-2). W badaniach wykorzystano ścieki powstające w przedsiębiorstwie produkcyjnym okien i drzwi, które są produktem ubocznym mycia oraz płukania instalacji klejowych. Głównym składnikiem ścieków były resztki kleju dyspersyjnego i utwardzacza, substancje zawierające głównie polioctan winylu i kopolimer winylu (50%), chlorek

glinu (20%) oraz azotan glinu (20%) [16]. Ścieki były utleniane chemicznie w procesie Fentona ($\text{Fe}:\text{H}_2\text{O}_2 = 1:5$, $\text{FeSO}_4 = 500 \text{ mg/l}$, $t = 2$ godz.) oraz neutralizowane wodorotlenkiem wapna do $\text{pH} = 8$. Po procesie sedymentacji klarowną ciecz dekantowano do zbiornika ze ściekami po chemicznym utlenieniu (poz.16 rys. 1).



Rys. 1. Schemat układu laboratoryjnego: 1,2 – zbiornik ścieków syntetycznych, 3 – pompa perystaltyczna dwukanałowa, 4 – reaktor kontrolny SBR, 5 – reaktor badawczy SBR, 6 – mieszadło mechaniczne, 7 – dmuchawa, 8 – dyfuzor drobnopęcherzykowy, 9 – pompa dekantacyjna, 10 – układ sterujący programatorów czasowych, 11 – zbiorniki ścieków oczyszczonych, 12 – elektrody pH, O_2 , redoks, konduktometr, 13 – komputer, 14 – pompa dozująca ścieki po procesie Fentona, 15 – mieszadło magnetyczne, 16 – zbiornik ze ściekami po chemicznym utlenieniu

Fig. 1. Scheme of experimental laboratory-scale SBR system: 1 – feed tank with synthetic wastewater, 3 – duplex channel peristaltic pump, 4 – control reactor, 5 – experimental reactor, 6 – propeller mixer, 7 – aerator, 8 – diffuser, 9 – decantation pump, 10 – time controllers, 11 – effluent tank, 12 – pH, O_2 , redox, conductometer electrodes, 13 – computer, 14 – peristaltic pump, 15 – magnetic mixer, 16 – tank with chemical wastewater after the Fenton process

Tabela 1. Układ cyklu pracy reaktora SBR (cykl 8-godzinny)**Table 1.** Operating time of the 8-hour SBR cycle

Czas [h]	1	2	3	4	5	6	7	8
Napełnianie								
Mieszanie								
Napowietrzanie							30	
Sedymentacja								30
Dekantacja								30

Tabela 2. Charakterystyka fizyczno-chemiczna syntetycznych ścieków**Table 2.** Physico-chemical characteristic of synthetic wastewater applied for the research

Wartość	pH	Przew. wł. [mS/cm]	OWO [mgC/l]	BZT ₅ [mgO ₂ /l]	ChZT [mgO ₂ /l]	N-NH ₄ [mgN/l]	N _{og} [mg/l]	P-PO ₄ [mgP/l]
min	6,83	0,84	95,33	250,0	250,0	19,00	34,04	8,05
max	7,40	1,11	196,50	300,0	400,0	33,61	51,81	13,02
średnia arytm.	7,16	0,93	150,0	282,0	358,0	26,56	45,30	10,00
odchylenie stand.	0,18	0,09	24,53	14,1	43,2	5,36	4,66	1,68

Ścieki przygotowywano w ten sposób raz na 3 dni (tab. 3), gdyż analizy stężenia OWO oraz azotu ogólnego nie wykazały istotnych zmian w czasie ich przechowywania. Różnice wartości poszczególnych parametrów analizowanych ścieków wynikały ze zmienności jakościowej ścieków surowych poddawanych procesowi chemicznego utleniania.

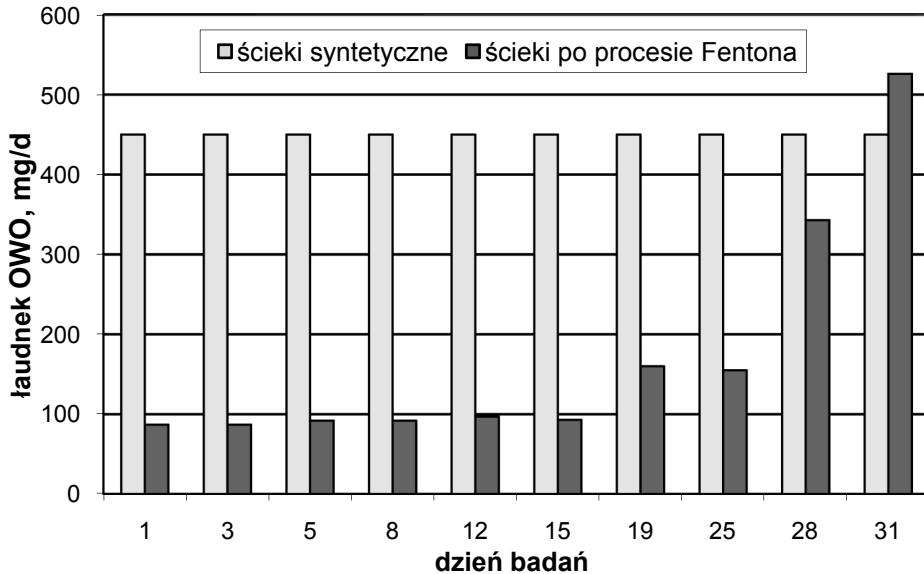
Dozowanie ścieków odbywało się jednorazowo na cykl pracy reaktora, pod koniec fazy napełniania reaktora ściekami syntetycznymi. Ilość ścieków klejowych po procesie Fentona kierowanych do SBR-2 przez pierwsze dwa tygodnie utrzymywano na względnie stałym poziomie, następnie zwiększano w zakresie dobowego ładunku OWO od 87 do 526 mg C/d (rys. 2).

Tabela 3. Charakterystyka ścieków klejowych przed i po procesie Fentona z neutralizacją dozowanych do reaktora SBR-2 (Fe: H₂O₂ = 1:5, FeSO₄ = 500 mg/l, t = 2 godz.)

Table 3. Characteristic of adhesive wastewater before and after Fenton process with neutralization dosed to SBR-2 (Fe: H₂O₂ = 1:5, FeSO₄ = 500 mg/l, t = 2 hours)

Parametr	Jednostka	Ścieki klejowe	Ścieki klejowe po Fentonie z neutralizacją
pH	–	3,7÷6,2	6,5÷7,4
Przewodność wł.	mS/cm	1,01÷1,40	3,00÷6,08
Redoks	mV	140÷245	200÷260
OWO (ns)	mgC/l	3 147÷9 906	580÷1170
Azotany (V)	mgN _{NO3} /l	23,10÷250,0	33,06÷74,00
Azot ogólny	mgN/l	70,49÷272,0	55,5÷175,9
Zawiesiny og.	g/l	4 478÷8 670	
Subst. mineralne	g/l	0,32÷0,52	
Mętność	NTU		18÷80

Oba reaktory były cyklicznie monitorowane w zakresie podstawowych parametrów. Badaniom analitycznym poddano ścieki kierowane do reaktora, ścieki oczyszczone oraz osad czynny. Zawartość w ściekach polioctanu winylu oparte zostało na analizie węgla organicznego oraz różnicy w stosunku do reaktora kontrolnego. Parametry analizowane w trakcie badań w przypadku ścieków: OWO, pH, tlen rozpuszczony, mętność, potencjał redoks, przewodność właściwa, azot ogólny, azotany (V), azot amonowy, ortofosforany, BZT₅, ChZT. Systematycznie kontrolowano parametry w reaktorze: pH, tlen rozpuszczony, potencjał redoks, przewodność wł., oraz osad czynny w zakresie: stężenie osadu, indeks objętościowy (Mohlmana), prędkość poboru tlenu oraz obserwacji mikroskopowych.



Rys. 2. Dozowanie węgla organicznego ze ścieków syntetycznych i klejowych po Fentonie z neutralizacją do reaktora badawczego SBR-2 (dobowy ładunek OWO – próbki niesączone)

Fig. 2. Dose of organic carbon from synthetic wastewater and adhesive wastewater after the Fenton process with neutralisation to the experimental reactor SBR-2 (daily TOC load – non-filtered samples)

3. Wyniki badań

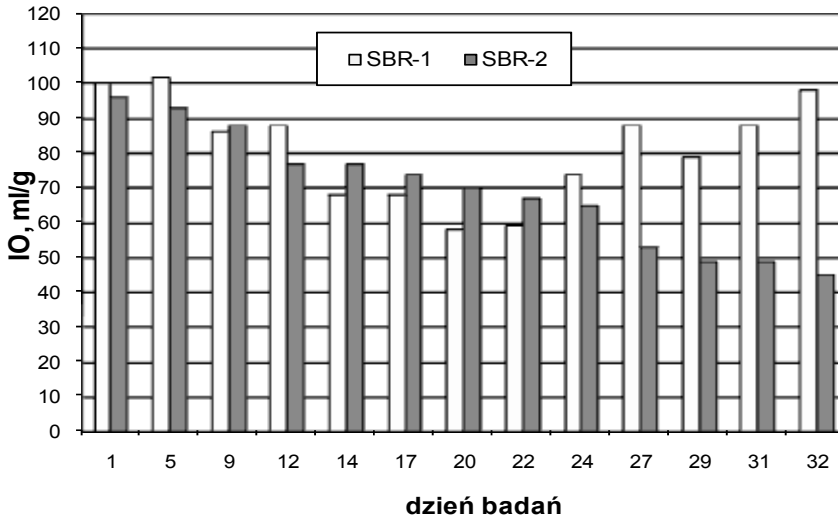
Dozowanie do reaktorów biologicznych ścieków o charakterze i parametrach wartościami odbiegających znacząco od ścieków bytowo-gospodarczych, może zasadniczo wpływać na efektywność oczyszczania ścieków, w wyniku ich oddziaływania na organizmy osadu czynnego. Zastosowany proces chemicznego utleniania odczynnikami Fentona znacząco zmniejszył ładunek substancji organicznych obecnych w ściekach klejowych oraz umożliwił dalszy biochemiczny rozkład przez mikroorganizmy. Jednakże oddziaływanie produktów utleniania na organizmy żywe jest najważniejszym czynnikiem zastosowanego układu chemiczno-biologicznego oczyszczania ścieków. Ścieki po procesie Fentona charakteryzowały się wyższą przewodnością właściwą, co wiązało się z wprowadzaniem do reaktorów np. siarczanów, będących pozostałością

po katalizatorze reakcji (FeSO_4) oraz wysokim potencjałem redoks ($>200\text{mV}$), które to parametry mogą negatywnie oddziaływać na żywotność osadu czynnego.

Dozowanie ścieków klejowych po chemicznym utlenianiu prowadzono przez 34 dni, podczas których cyklicznie analizowano podstawowe parametry osadu czynnego. W okresie tym zasadniczo nie stwierdzono negatywnego oddziaływania wprowadzanych ścieków na kondycję osadu czynnego w reaktorze SBR-2 w obserwacjach mikroskopowych, gdzie różnorodność i ilość mikrofauny nie wykazywały różnic w stosunku do reaktora kontrolnego. Mierzona wartość prędkości poboru tlenu przez bakterie utrzymywała się na wysokim poziomie, często przewyższającą wartość analizowaną w reaktorze SBR-1 ($\text{PPT} = 43 \div 65 \text{ mgO}_2/\text{g}\cdot\text{h}$). Osad wykazywał dobre właściwości sedymentacyjne, a wartość Indeksu Mohlmana w całym okresie badań wykazywała tendencję malejącą do wartości poniżej 50 ml/g (rys. 3). Jednocześnie zachowano wielkość stężenia osadu w reaktorach na porównywalnym poziomie, w zakresie od $1,32$ do $2,20 \text{ g/l}$. W obu reaktorach utrzymywano również podczas fazy napowietrzania wysoki stopień natlenienia drobno-pęcherzykowego, uzyskując stężenie tlenu rozpuszczonego od 3 do $5 \text{ mgO}_2/\text{l}$.

Warunki te oraz kondycja osadu czynnego pozwoliły na skuteczne oczyszczanie ścieków, jednakże nie w takim zakresie, jaki obserwowano w reaktorze SBR-1. Analizy poszczególnych parametrów w ściekach oczyszczonych wykazały istotne różnice w efektywności obu reaktorów, wynikające głównie z charakterystyki i ilości dozowanych ścieków klejowych.

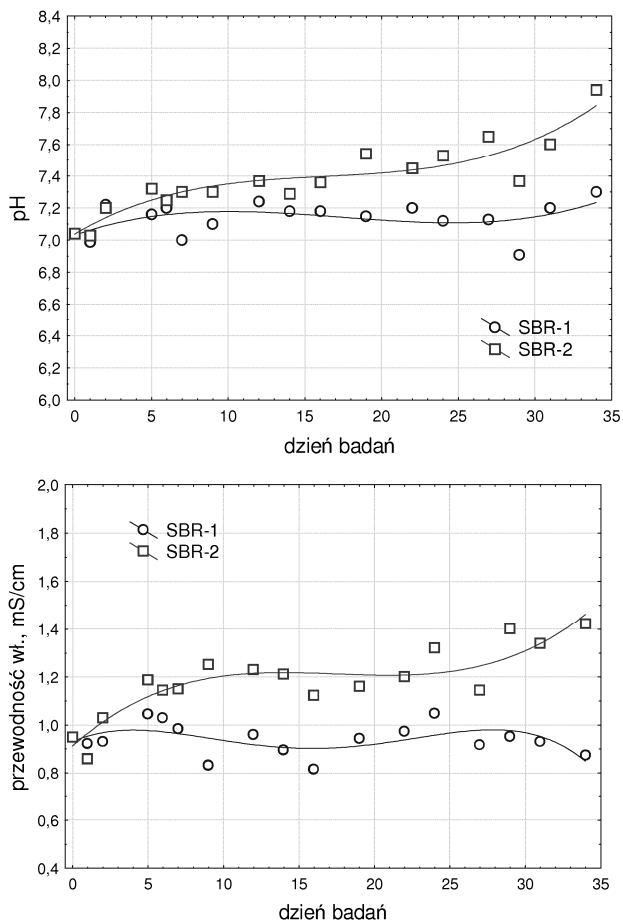
Wraz ze wzrostem ilości dozowanych ścieków (od 19 dnia badań) nieznacznie wzrastała wartość pH w ściekach oczyszczonych w reaktorze SBR-2 do $\text{pH} = 8$ w 34 dniu badań, która i tak praktycznie od początku badań była wyższa niż w reaktorze kontrolnym, w którym parametr ten notowano na poziomie wartości $7,2$ (rys. 4a). Wzrost ten wynikał z wyższego pH ścieków kierowanych do reaktora po procesie neutralizacji, który stosowano po chemicznym utlenianiu (optymalne dla procesu Fentona pH wynosi w granicach $3 \div 4$, stąd konieczna jest neutralizacja końcowa). Ten sam trend obserwowano dla przewodności właściwej (rys. 4b), która wzrastała od $0,9$ do $1,4 \text{ mS/cm}$ w trakcie prowadzonych badań.



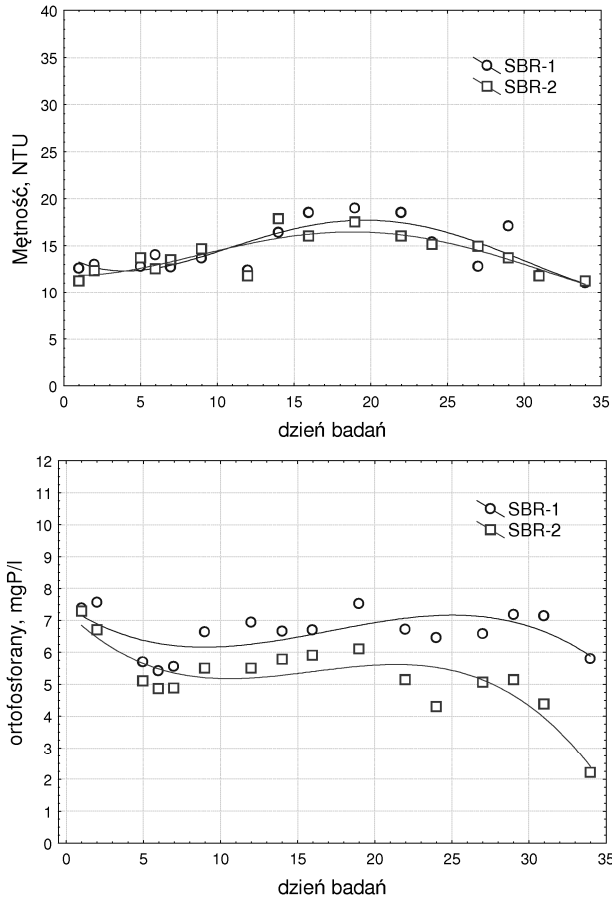
Rys. 3. Zmiany wartości indeksu Mohlmana w obu reaktorach w analizowanym okresie badań

Fig. 3. Mohlman index of activated sludge from SBR-1 and SBR-2

Ze względu na dobre właściwości sedymentacyjne osadu czynnego w obu reaktorach (Indeks Mohlmana nie przekraczał 100 ml/g) ścieki oczyszczone charakteryzowały się dużą klarownością. Dlatego też analizę stężenia zawiesin ogólnych zastąpiono mętnością, której wartość pokrywała się w obu reaktorach w zakresie od 11 do 19 NTU (rys. 5a). Takiej zbieżności wyników nie otrzymano dla stężenia ortofosforanów (rys. 5b). Ponieważ wyższą wartość parametru w SBR-1 nie można wytłumaczyć np. wzrostem stężenia zawiesin w odpływie, skuteczniejsze usuwanie ortofosforanów w reaktorze eksperymentalnym można powiązać z większym ładunkiem OWO dozowanym ze ściekami po chemicznym utlenieniu. Przy wzroście substancji organicznych doprowadzanych do reaktora SBR-2 po 20 dniu badań nastąpił zdecydowany spadek stężenia jonów PO_4 , podczas gdy w reaktorze kontrolnym skuteczność biologicznej defosfatacji była na stałym, mało efektywnym poziomie (w badaniach założono takie warunki, aby przy niedostatku węgla organicznego zachodziła nityfikacja oraz słaba defosfatacja, co pozwoliło na określenie wpływu OWO ze ścieków klejowych na te procesy).



Rys. 4. Wartość pH oraz przewodności właściwej w ściekach oczyszczonych w reaktorze kontrolnym (SBR-1) oraz w reaktorze badawczym (SBR-2)
Fig. 4. Value of pH and conductivity in treated wastewater from control reactor (SBR-1) and experimental reactor (SBR-2)



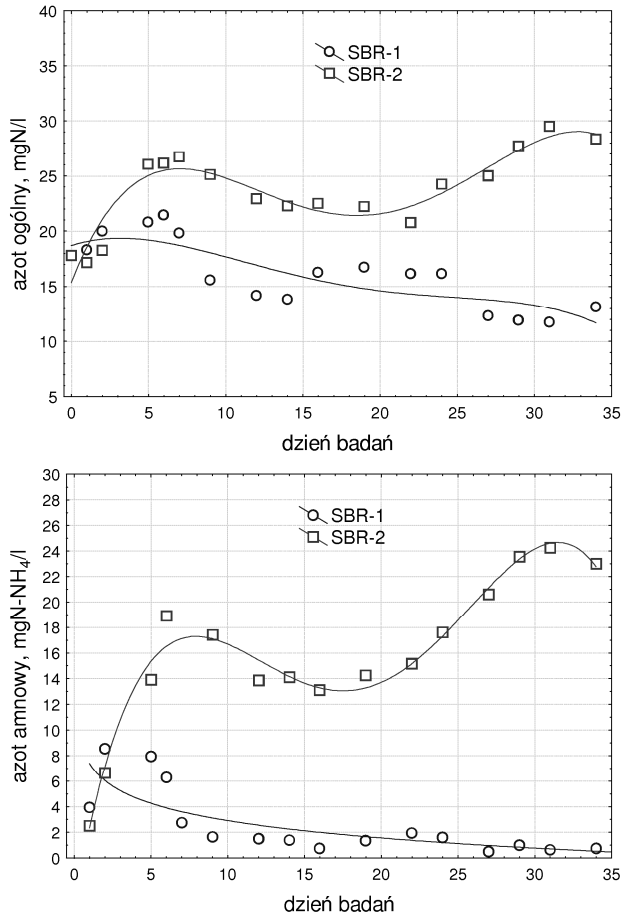
Rys. 5. Wartość mętności oraz stężenia ortofosforanów w ściekach oczyszczonych w reaktorze kontrolnym (SBR-1) oraz w reaktorze badawczym (SBR-2)

Fig. 5. Value of turbidity and concentration of orthophosphates in treated wastewater from control reactor (SBR-1) and experimental reactor (SBR-2)

Dozowanie ścieków klejowych oraz znaczny wzrost ładunku OWO od 19 dnia badań przyczynił się do zakłóceń w usuwaniu związków azotu w SBR-2. Podczas gdy w reaktorze kontrolnym stężenie azotu ogólnego zmniejszało się z 19 do 12 mg/l, w SBR-2 po wstępnym wzroście do 25 mgN/l oraz stabilizacji na poziomie 22 mg/l obserwowanej do

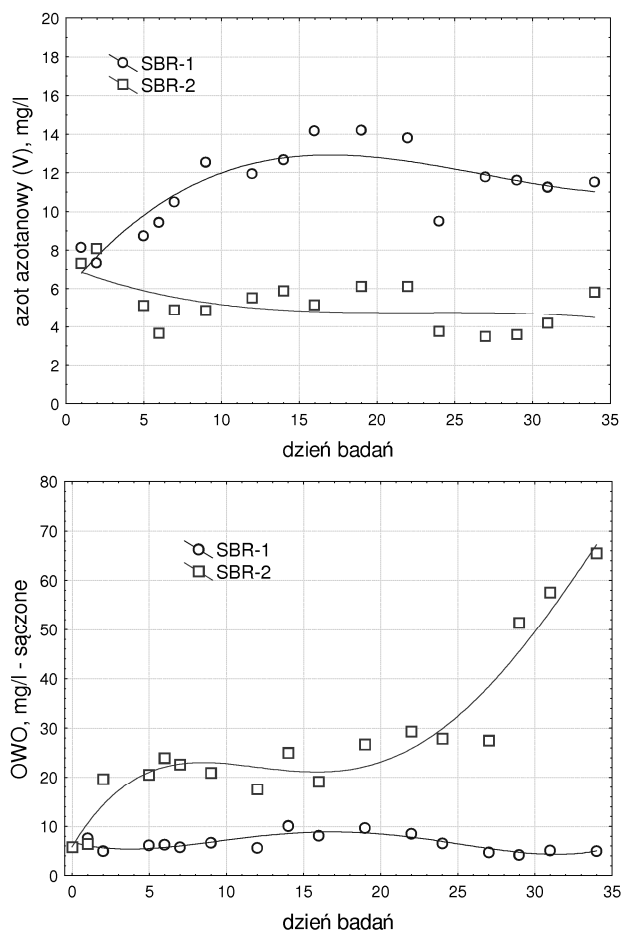
22 dnia badań, przy dalszym wzroście ładunku węgla organicznego kierowanego do reaktora stężenie azotu ogólnego osiągnęło 30 mg/l w ostatnim dniu badań (rys. 6a). Trend ten był obserwowany również dla azotu amonowego (rys. 6b). Przy blisko zerowym stężeniu parametru w ostatnich dniach badań w ściekach oczyszczonych w SBR-1, w drugim reaktorze maksymalne stężenie wynosiło 24 mgN_{NH4}/l. Skuteczna nityfikacja w reaktorze kontrolnym przy niedostatku węgla organicznego do procesu denitryfikacji przyczyniła się do wysokiego stężenia końcowego azotynów (V) (rys. 7a). W reaktorze SBR-2 wartość parametru była ponad 2-krotnie mniejsza, co przy wzroście stężenia azotu amonowego może wydawać się wartością i tak za wysoką, jednakże w dozowanych ściekach jednym z zanieczyszczeń było wysokie stężenie azotanów (V), które wpływało na wzrost tego parametru w ściekach oczyszczonych. Nie wykluczona jest oczywiście częściowa denitryfikacja, do której były korzystne warunki w postaci zwiększonej podaży węgla organicznego.

Jednakże część węgla organicznego zawartego w ściekach klejowych po procesie Fentona nie była w pełni biodegradowalna, o czym świadczy duży wzrost stężenia OWO w ściekach oczyszczonych w SBR-2 podczas dozowania na stałym poziomie oraz przy zwiększeniu ilości ścieków po 19 dniu badań (rys. 7b). W reaktorze następowała kumulacja niewykorzystanego przez mikroorganizmy węgla organicznego (33% dekantacji w każdym cyklu). Przebieg zmian stężenia OWO podczas cyklu pracy reaktora przedstawiono na rys.8. W ostatnich dniach badań stężenie początkowe w reaktorze SBR-2 wyniosło ponad 60 mgC/l, podczas gdy w reaktorze kontrolnym wynosiło ponad 10-krotnie mniej. Na wykresie w postaci pików widoczny jest moment napełniania reaktorów ściekami, przy czym w reaktorze SBR-2 duży wzrost wynika z dozowania ścieków klejowych. Już podczas mieszania stężenie OWO w reaktorze eksperymentalnym zmniejszyło się z 170 mgC/l do 100 mg/l (faza denitryfikacji). Po zakończeniu fazy napowietrzania różnica między stężeniem początkowym a końcowym przekłada się na wspomniany powyżej fakt kumulowania się w reaktorze węgla organicznego trudnobiodegradowalnego bądź nie podlegającego rozkładowi.



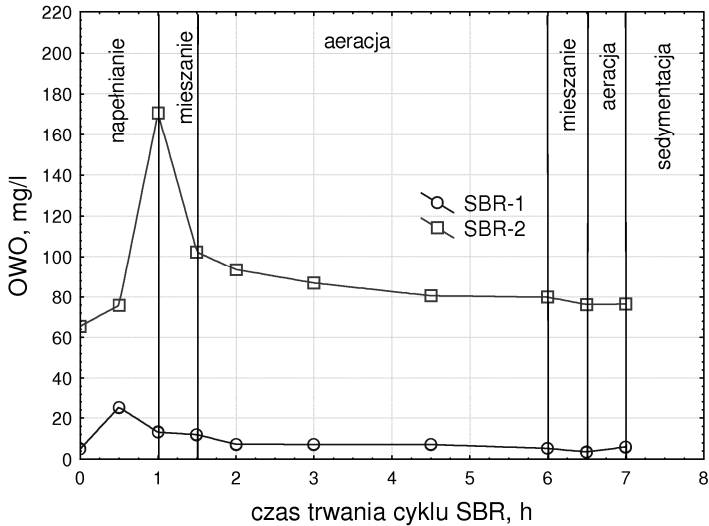
Rys. 6. Przebieg zmian stężenia azotu ogólnego i azotu amonowego w ściekach oczyszczonych w reaktorze kontrolnym (SBR-1) oraz w reaktorze badawczym (SBR-2)

Fig. 6. Concentration of total nitrogen and ammonium in treated wastewater from control reactor (SBR-1) and experimental reactor (SBR-2)



Rys. 7. Przebieg zmian stężenia azotu azotanowego (V) i OWO sążonego w ściekach oczyszczonych w reaktorze kontrolnym (SBR-1) oraz w reaktorze badawczym (SBR-2)

Fig. 7. Concentration of nitrate nitrogen and filtered TOC in treated wastewater from control reactor (SBR-1) and experimental reactor (SBR-2)



Rys. 8. Przebieg zmian wartości OWO analizowanych w reaktorach podczas pełnego cyklu pracy 8 godzinnym wykonane w 32 dniu badań

Fig. 8. Concentration of TOC in individual phases of SBR-cycle on 32nd day of research

Skuteczność biologicznego usuwania węgla organicznego ze ścieków klejowych po chemicznym utlenieniu Fentonem określono przy założeniu, że usunięcie OWO ze ścieków syntetycznych przebiegało na poziomie obserwowanym w reaktorze kontrolnym, pozostała wartość parametru odnosiła się do węgla organicznego doprowadzanego do reaktora ze ściekami klejowymi.

Średnia procentowa wartość usuwania OWO w reaktorze kontrolnym dla całego okresu badań wyniosła 95,2%, przy stałym doprowadzaniu dobowego ładunku węgla organicznego ze ściekami syntetycznymi na poziomie 450 mgC/d (tab.4). Usuwanie OWO w reaktorze SBR-2 przy zmiennym obciążeniu reaktora ściekami klejowymi wynosiła w całym zakresie analiz od 44,8 do 71,3% (w okresie od 5 do 34 dnia badań). Obserwowano wzrost skuteczności usuwania OWO wraz ze wzrostem obciążenia osadu ładunkiem organicznym od 53,3 do 398,5 mgC/g_{os}·d (rys.9). Zależność ta może wskazywać na częściowe wykorzystanie przez mikroorganizmy węgla organicznego ze ścieków klejowych, wynikające z charakteru produktów procesu Fentona. W tym

przypadku były one w 30÷50% trudno lub niebiodegradowale w warunkach, w jakich prowadzono proces oczyszczania ścieków. W przeliczeniu na jednostkowe usunięcie OWO przez gram osadu czynnego w ciągu doby uzyskano wraz ze wzrostem obciążenia wzrost ilości usuniętego OWO na poziomie od 23,9 do 284,1 mgC/g_{os}·d.

Tabela 4. Efektywność usuwania OWO ze ścieków syntetycznych w reaktorze SBR-1

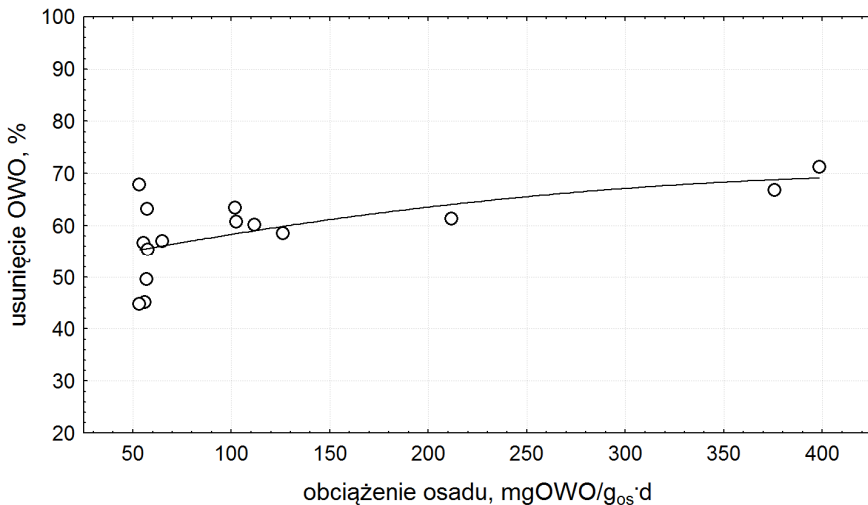
Table 4. Efficiency of TOC removal from synthetic wastewater in control reactor SBR-1

Dzień badań	Ładunek OWO doprowadzany w ciągu doby [mg/d]	Ścieki oczyszczone (próbki sączone)		
		Stężenie OWO [mgC/l]	Ładunek OWO [mg/d]	Usunięcie ładunku OWO [%]
1	450,0	7,61	22,83	94,9
2		5,00	15,00	96,7
5		6,16	18,48	95,9
6		6,31	18,93	95,8
7		5,73	17,19	96,2
9		6,72	20,16	95,5
12		5,63	16,89	96,2
14		10,09	30,27	93,3
16		8,19	24,57	94,5
19		9,75	29,25	93,5
22		8,53	25,59	94,3
24		6,62	19,86	95,6
27		4,70	14,10	96,9
29		4,26	12,78	97,2
31		5,13	15,39	96,6
34		4,95	14,85	96,7
Średnia arytm.		6,59	19,76	95,6
min – max		4,95 – 10,09	12,78 – 30,27	93,3 – 96,9
Odchylenie std.		1,73	5,19	1,16

Tabela 5. Efektywność usuwania OWO tylko ze ścieków klejowych po Fentonie i neutralizacji w reaktorze SBR-2

Table 5. Efficiency of TOC removal from adhesive wastewater after the Fenton process with neutralization only in SBR-2

Dzień badań	Dobowy ładunek OWO ścieki po Fentonie [mg/d]	Obciążenie osadu OWO, [mgC/g _{os} ·d]	Ścieki oczyszcz.		Dobowe usunięcie OWO, [mgC/d]	Dobowe usunięcie OWO, [mgC/g _{os} ·d]	Usunięcie ładunku OWO [%]
			OWO [mgC/l]	Ładunek OWO [mg/d]			
1	87	64,4	6,42	19,26	87,00	64,44	100,0
5	92	55,4	20,50	61,50	52,13	31,40	56,7
7	92	56,8	22,66	67,98	45,65	28,00	49,6
9	92	57,5	20,90	62,70	50,93	31,83	55,4
12	97	53,3	17,60	52,80	65,83	36,17	67,9
14	97	53,3	25,04	75,12	43,51	23,91	44,8
16	97	57,1	19,11	57,33	61,30	45,41	63,2
19	160	101,9	26,73	80,19	101,44	64,61	63,4
22	160	126,0	29,36	88,08	93,55	73,66	58,5
24	155	111,5	27,80	83,40	93,23	67,07	60,2
27	155	102,6	27,48	82,44	94,20	62,38	60,8
29	343	211,7	51,34	154,02	210,61	130,00	61,4
31	526	398,5	57,53	172,59	375,00	284,10	71,3
34	526	375,7	65,48	196,44	351,20	250,86	66,8



Rys. 9. Wpływ wielkości obciążenia osadu czynnego OWO ze ścieków klejowych w SBR-2 na procentowe usunięcie węgla organicznego w cyklu 8 godz.

Fig. 9. Influence of TOC activated sludge load from adhesive wastewater in SBR-2 on percentages removal of organic carbon in 8-hour cycle

Wnioski

Przeprowadzone badania nad oczyszczaniem ścieków klejowych po procesie Fentona z neutralizacją w reaktorze SBR pozwoliły na sformułowanie następujących wniosków:

1. Ścieki klejowe po procesie Fentona nie wykazywały negatywnego oddziaływania bezpośrednio na aktywność osadu czynnego w SBR, poprawiały natomiast właściwości sedymentacyjne kłaczków osadu.
2. Dozowanie ścieków klejowych po procesie Fentona z neutralizacją zwiększały pH do 8 oraz przewodność właściwą ścieków oczyszczonych, będącą pozostałością katalizatora procesu utleniania.
3. Wzrost ładunku węgla organicznego w reaktorze eksperymentalnym intensyfikował biologiczne usuwanie ortofosforanów, jednocześnie obniżając usuwanie związków azotu w procesie nityfikacji.
4. Pomimo zastosowania chemicznego utleniania odczynnikiem Fentona, część węgla organicznego nie podlegała biodegradacji i kumulowała się w reaktorze, zwiększając stężenie OWO w ściekach oczyszczonych.

5. Usunięcie węgla organicznego ze ścieków klejowych uzyskano w okresie prowadzonych badań na poziomie $44,8 \div 71,3\%$.
6. Wraz ze wzrostem obciążenia osadu ładunkiem organicznym od 53,3 do 398,5 mgC/g_{os}·d, rosło jednostkowe usunięcie węgla organicznego od 23,9 do 284,1 mgC/g_{os}·d.

Literatura

1. **Barbusiński K.:** *Intensyfikacja procesu oczyszczania ścieków i stabilizacji osadów nadmiernych z wykorzystaniem odczynnika Fentona*. Politechnika Śląska, ZN 1603, Gliwice, 2004.
2. **Chamarro E., Marco A., Esplugas S.:** *Use of Fenton Reagent to Improve Organic Chemical Biodegradability*. Water Research, 35, 1047-1051, 2005.
3. **Nada Mohammed Al-Ananzeh:** *Oxidation Processes: Experimental Study and Theoretical Investigations*. Dissertation, Worcester Polytechnic Institute, 2004.
4. **Fongsatitkul P., Elefsiniotis P., Yamasmit A., Yamasmit N.:** *Use of sequencing batch reactors and Fenton's reagent to treat a wastewater from a textile industry*. Biochemical Engineering Journal, 21, 213-220, 2004.
5. **Świdarska R., Czerwińska M., Kutz R.:** *Utlencianie zanieczyszczeń organicznych za pomocą odczynnika Fentona*. ZN 22, Seria: Inżynieria Środowiska, Politechnika Koszalińska, Koszalin, 2005.
6. **Barbusiński K.:** *Oczyszczanie ścieków przemysłowych metodami katalitycznymi z wykorzystaniem nadtlenku wodoru*. Chemik, 2, 31-33, 2001.
7. **Barbusiński K.:** *Wysokoefektywne oczyszczanie ścieków opornych na biodegradację z zastosowaniem odczynnika Fentona*. Chemia i Inżynieria Ekologiczna, 5, 665-673, 1997.
8. **Chan K.H., Chu W.:** *The Dose and Ratio Effects of Fe(II) and H₂O₂ in Fenton's Process on The Removal of Atrazine*. Environmental Technology, 6, 703-710, 2003.
9. **Huseyin T., Okan B., Selale S.A., Tolga H.B., Haluk C.I., Dilek S.F., Filiz B.D., Ulku Y.:** *Use of Fenton oxidation to improve the biodegradability of a pharmaceutical wastewater*. Journal of Hazardous Materials, B136, 58-265, 2006.
10. **Lin S.H., Peng C.F.:** *A continous Fenton's process for treatment of textile wastewater*. Environmental Technology, 16, 693-699, 1995.
11. **Sheng H.L., Chang D.J.:** *Fenton oxidation and sequencing batch reactor (SBR) treatments of high-strength semiconductor wastewater*. Desalination, 154, 107-114, 2003.

12. **Sheng H.L., Chang D.J.:** *Combined physical, chemical and biological treatment of wastewater containing organics from semiconductor plant.* Journal of Hazardous Materials, B97, 159-171, 2003.
13. **Sheng H.L., Cho C.L.:** *Fenton Process for Treatment of Desizing wastewater.* Water Research, 31, 2050-2056, 1997.
14. **Chiellini E., Cortia A., D'Antone S., Solaro R.:** *Biodegradation of poly(vinyl alcohol) based materials.* Prog. Polym. Sci. 28, 963-1014, 2003.
15. **Piaskowski K., Świdarska-Dąbrowska R.:** *Badania wstępne podatności ścieków klejowych na rozkład chemiczno-biologiczny.* Inżynieria i Ochrona Środowiska PAN, vol. 9, No 4, 379-394, 2006.
16. **Piaskowski K., Świdarska R.:** *Removal of organic carbon by the Fenton process and active sludge.* Ринок Інсталяцій, 3, 17-21, 2007.

Application of Fenton's Process and Sequencing Batch Reactors for Treatment of Wastewater from Wood Windows Manufacture

Abstract

The advanced oxidation process with Fenton's reagent can be used in industrial wastewater treatment, especially in the degradation of not easily biodegradable contaminations. Chemical oxidation of industrial wastewater or other substances as a pre-treatment before biological treatment is the most effective method of wastewater treatment. However, besides many advantages, the method has some restrictions: it requires low-pH (2-4) of wastewater and final neutralisation has to be performed, production of great amounts of iron-containing sediment.

This paper presents laboratory experiments on treatment of adhesive wastewater in an SBR reactor after the Fenton process, with neutralisation at the end. The experiment sought to determine the effect of that purification system on the state of the activated sludge, the course of biological processes (nitrogen and phosphorus removal) and the effectiveness of wastewater treatment.

The study was conducted on the test stand, which scheme is shown in Figure 1. This stand consisted of two sequential batch reactors SBR with working capacity of 3 liters.

In such configuration SBR-1 reactor was the control reactor, while, in addition to the other one chemical wastewater after the Fenton process were added (SBR-2). The research was carried out on wastewater from the company producing of windows and doors. Wastewater come from washing and rinsing of adhesive installations.

Adhesive wastewater after Fenton's process showed no negative impact directly on the activity of activated sludge in SBR, improving the sedimentary characteristics of sludge flocs.

Dosing of adhesive wastewater after Fenton's process with neutralisation increased the pH to 8, and the conductivity of the treated wastewater, which is a remnant of a catalyst for oxidation process.

The increase of organic carbon load in the experimental reactor intensified biological removal of orthophosphates, while decreasing removal of nitrogen compounds in the process of nitrification.

Despite application of chemical oxidation with Fenton's reagent, part of organic carbon was not subject to biodegradation and cumulated in the reactor, increasing the concentration of TOC in treated wastewater.

Removal of organic carbon from adhesive wastewater obtained during research period was 44.8-71.3%.

With the increase of sludge loading with organic load from 53.3 to 398.5 mgC/g_{os}·d, the unit removal of organic carbon increased from 23.9 to 284.1 mgC/g_{os}·d.



Zastosowanie modeli matematycznych procesu sorpcji do opisu usuwania HCH na wermikompoście¹

*Katarzyna Ignatowicz
Politechnika Białostocka*

1. Wstęp

Składowiska przeterminowanych i nieprzydatnych środków ochrony roślin stanowią największe zagrożenie środowiska naturalnego, jakie przyniosła chemizacja rolnictwa w Polsce [1]. Mogilniki i stan jakości wód w ich okolicach stanowią od wielu lat jeden z najtrudniejszych problemów do rozwikłania, stwarzający ogromne niebezpieczeństwo dla człowieka jak również środowiska naturalnego. Jedną z przyczyn powstawania mogilników w Polsce była duża ilość nieprzydatnych środków ochrony roślin w latach 60-tych. Zjawisko to uległo nasileniu w latach 70-tych, gdy część środków uważanych za szkodliwe została wycofana z użytku. Pomysłem na rozwiązanie problemu nadmiaru nieużytecznych pestycydów były mogilniki nazywane również „bombami pestycydowymi”. Oprócz przeterminowanych środków ochrony roślin deponowano w nich odczynniki pochodzące ze szkolnych laboratoriów i przeterminowane leki [4]. Mogilniki budowano najczęściej z kręgów

¹ Praca powstała w ramach realizacji grantu G/WBiŚ/22/07 (N305 070 32/2535) oraz pracy własnej W/WBiŚ/5/2010 w Katedrze Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska Politechniki Białostockiej

betonowych izolowanych smołą lub lepikiem, wykorzystywano również stare obiekty wojskowe takie jak bunkry i fortyfikacje wojskowe. Przy lokalizacji mogilników nie dokonywano rozpoznania hydrologicznego terenu, wybierano zwykle miejsca oddalone od miejscowości. Problemem tym zaczęto interesować się dopiero w latach 90-tych ubiegłego stulecia, kiedy to mogilniki zaczęto traktować jako obiekty niebezpieczne dla środowiska naturalnego z powodu ich nieszczelności, czego efektem jest przenikanie przeterminowanych pestycydów do środowiska i jego skażenie. W związku z tym podjęto działania dotyczące inwentaryzacji mogilników. Według Państwowego Instytutu Geologicznego liczba mogilników w Polsce w 2003 roku wynosiła 284 [17, 18]. Spośród 16 województw jedynie lubelskie i lubuskie uporały się z mogilnikami, zaś na Podlasiu zlokalizowanych jest 10 mogilników. Stan ich konstrukcji mogilników pogarsza się z roku na rok. Powoduje to duże zagrożenie i zanieczyszczenie środowiska naturalnego, a także może stanowić niebezpieczeństwo dla okolicznych mieszkańców, gdyż wydostające się do środowiska zanieczyszczenia są niezauważalne. Dochodzi do skażeń wód gruntowych i powierzchniowych, a także gleby w wyniku przenikania odpadów pestycydowych z nieszczelnych mogilników. Wycieki te po dotarciu do warstwy wodonośnej są przemieszczane zgodnie z kierunkiem wód podziemnych i mogą ulec przechwyceniu przez wody powierzchniowe. Z tego względu podejmowane są działania dotyczące likwidacji mogilników, które powinny być prowadzone w sposób rzetelny i zgodny z aktualną wiedzą. Każdy obiekt powinien być traktowany indywidualnie, dlatego przeprowadza się badania jakości wód naturalnych celu określenia skażenia i migracji pestycydów w jego okolicach. W przypadku korozji oraz uszkodzenia konstrukcji mogilników stały dopływ zanieczyszczeń do wód otwartych ma oraz będzie miał miejsce przez wiele lat [9, 11].

Warto pamiętać, że nawet po likwidacji mogilnika skutki składowania substancji toksycznych będą widoczne przez wiele lat zarówno w glebie jak i wodzie. Stąd też, zachodzi konieczność szukania sposobów na ograniczenie migracji pestycydów w środowisku oraz wdrażania nowych pomysłów. W związku z tym, celowym wydało się przeprowadzenie badań nad zastosowaniem procesu sorpcji na wybranych materiałach naturalnych i odpadowych jako ekranu przenikania pestycydów oraz metali (będących składnikiem pestycydów) do środowiska w celu ograniczenia ich migracji z pozostałych mogilników i magazynów [6, 7].

2. Modelowanie izoterm adsorpcji

Do oceny maksymalnej pojemności nasycenia adsorbentu oraz określenie mechanizmu sorpcji wykorzystano sześć powszechnie stosowanych modeli izoterm opisujących dane eksperymentalne (tab. 1), izotermę Langmuira (1918), Freundlicha (1894), BET (1938), Huttiga (1948), Jovanovica (1969) i Temkina (1963) [2, 3].

Tabela 1. Charakterystyka modeli izoterm sorpcyjnych
Table 1. Characteristics of models of sorption isotherms

Izoterma	Typ relacji fizyczno-chemicznych	Wzór	Wzór liniowy	Wzór uproszczony
Jednowarstwowa				
Freundlicha	Adsorpcja monowarstwowa na powierzchni heterogenicznej mikroporowatej	$q_e = K_F c_e \frac{1}{n}$	$\ln q_e = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln c_e$	$A = k c^k$
Langmuira	Adsorpcja monowarstwowa na powierzchni homogenicznej (możliwe dodatkowe interakcje dające efekt wielowarstwowy)	$q_e = \frac{q b c}{1 + b c}$	$q_e = \frac{1}{b} \frac{q}{c} + q$	$A = ac / (1 + kc)$
Temkina	Adsorpcja monowarstwowa na powierzchni niejednorodnej	$\Theta = \frac{RT}{\Delta Q} \ln K c_e$ $q_e = q_m + K \lg c$	$\Theta = \frac{RT}{\Delta Q} \ln K + \frac{RT}{\Delta Q} \ln c_e$	$A = a + k \lg c$
Jovanovica	Adsorpcja monowarstwowa substancji organicznych z roztworów na powierzchni heterogenicznej (możliwe dodatkowe interakcje pionowe dające efekt wielowarstwowy)	$\Theta = 1 - \exp(-Kc)$		$A = a(1 - \exp(-kc))$
Wielowarstwowa				
Huttiga	Adsorpcja wielowarstwowa na powierzchni niejednorodnej	$\Theta = (1+c) \frac{Kc}{1+Kc}$		$A = (1+c)ca / (1-kc)$
BET	Adsorpcja wielowarstwowa na powierzchni niejednorodnej	$\Theta = \frac{1}{1-c} \left(\frac{Kc}{1+(K-1)c} \right)$	$\frac{c}{qe(1-c)} = \frac{1}{qm K} + \frac{K-1}{qm K} c$	$A = ac / (1+c) (1+kc)$

2.1. Model Freundlicha

Izoterma Freundlicha to równanie o charakterze eksperymentalnym opisujące dobrze adsorpcję na powierzchniach heterogenicznych (energetycznie niejednorodnych) oraz na adsorbentach mikroporowatych:

$$q_e = K_F c^{1/n} \quad (1)$$

gdzie:

q_e (mg/g) – adsorpcja rzeczywista,

K_F (mg/g) – stała, wyrażająca maksymalną adsorpcję na powierzchni sorbentu,

$1/n$ – stała charakterystyczna związana z intensywnością procesu sorpcji.

Stałe n i K_F wyznaczane są doświadczalnie w danej temperaturze.

2.2. Model Langmuira

Izoterma Langmuira to podstawowa izoterma adsorpcji. Zakłada ona, że adsorbat może tworzyć na powierzchni adsorbentu tzw. monowarstwę cząsteczek oddziałujących z miejscami adsorpcyjnymi (oddziaływanie "pionowe") a nie oddziałującymi (albo słabo oddziałującymi) ze sobą (oddziaływanie "poziome"). Cząsteczki adsorbentu obecne w fazie ciekłej uderzają w powierzchnię - prawdopodobieństwo ich zaadsorbowania rośnie wraz z dostępną wolną powierzchnią. Zaadsorbowane cząsteczki charakteryzuje pewne prawdopodobieństwo desorpcji. Oba prawdopodobieństwa zależą od temperatury i wielkości energii adsorpcji. Wraz z ciśnieniem rośnie częstość uderzeń cząsteczek w powierzchnię, a wraz z ilością zaadsorbowanych cząsteczek maleje dostępna powierzchnia. W założeniach równania jest: brak możliwości tworzenia wielowarstwy, stałość energii adsorpcji (powierzchnia energetycznie jednorodna, czyli homogeniczna), zaniedbywalność oddziaływań bocznych.

Równanie izotermy Langmuira ma postać:

$$q_e = q_m K c_e / (1 + K c_e) \quad (2)$$

gdzie:

q_e (mg/g) – adsorpcja rzeczywista w stanie równowagi sorpcyjnej,

c_e (mg/L) – stężenie pestycydu w roztworze w stanie równowagi,

q_m (mg/g) – maksymalna adsorpcja na powierzchni sorbentu,

K – stała związana z energią adsorpcji.

2.3. Model BET

Cząsteczki często tworzą układ wielowarstwowy, stąd też model Langmuira traci ważność. W 1938 roku Stephan Brunauer Paul Emmett i Edward Teller rozwinęli model biorąc pod uwagę możliwość dodatkowego oddziaływania między cząsteczkami. Izoterma Langmuira ma lepsze zastosowanie dla chemisorpcji, zaś izoterma BET dla fizykosorpcji na nie mikroporowatej powierzchni. Izotermę Langmuira można zapisać w postaci:

$$A = ac / (1+c)(1+Kc) \quad (3)$$

gdzie:

A (mg/g) – ilość pestycydów adsorbowana na powierzchni adsorbentu w równowadze,

c (mg/L) – stężenia pestycydów w roztworach wodnych w równowadze,

a (mg/g) jest maksymalną pojemnością adsorpcji wielowarstwowej,

K – jest stałą związaną z energią adsorpcji.

2.4. Model Jovanovica

Model Jovanovica zachowuje założenia zawarte w modelu Langmuira, biorąc pod uwagę możliwość dodatkowych interakcji pionowych dających efekt sorpcji wielowarstwowej. Równanie Jovanovicia może służyć za równanie izotermy lokalnej w ogólnym równaniu całkowym opisującym adsorpcję na powierzchni heterogenicznej. Izoterma Jovanovica można zapisać jako:

$$q_e = q_m (1 - \exp(-Kc)) \quad (4)$$

gdzie:

q (mg/g) – ilość adsorbenta adsorbowana na powierzchni adsorbentu w równowadze,

c (mg/L) – stężenie adsorbenta w roztworze wodnym w równowadze,

q_e (mg/g) – jest maksymalną pojemnością adsorpcji wielowarstwowej,

K – jest stałą związaną z energią adsorpcji.

2.5. Model Temkina

Model ten jest eksperymentalnym 2-parametrowym równaniem izotermy adsorpcji na heterogenicznym ciele stałym. Izoterma ta odpowiada ciąglemu, nieskończonemu (nieograniczonemu energią minimalną

lub maksymalną) rozkładowi energii miejsc adsorpcyjnych. Równanie izotermi Temkina [3] zakłada, że ciepło adsorpcji wszystkich cząsteczek w warstwie zmniejsza się liniowo z powodu interakcji adsorbent - adsorbat, a adsorpcję charakteryzuje równomierne rozprowadzenie energii wiązania. Model Temkina ma postać:

$$\theta = R T / \Delta Q \ln Kc_e \quad (5)$$

gdzie:

$\theta = q/q_m$ – pokrycie powierzchni (q – wielkość adsorpcji, q_m – wielkość adsorpcji w monowarstwie),

R – uniwersalna stała gazowa (kJ/mol K),

T – temperatura (K),

$\Delta Q = (-\Delta H)$ zmiana energii adsorpcji (kJ/mol),

K – jest stałą równowagi Temkina.

2.6. Model Huttiga

Model adsorpcji Huttiga to prosta izoterma adsorpcji wielowarstwowej par cieczy na powierzchni homogenicznej (powierzchnia energetycznie jednorodna. Równanie Huttig można zapisać jako:

$$A = ac (1+c) / 1-Kc \quad (6)$$

gdzie:

A (mg/g) – adsorpcja rzeczywista w stanie równowagi sorpcyjnej,

c (mg/L) – stężenie pestycydu w roztworze w stanie równowagi,

a (mg/g) – maksymalna adsorpcja na powierzchni sorbentu,

K – stała związana z energią adsorpcji.

3. Materiały i metody

3.1. Sorbent i sorbat

Na podstawie danych literaturowych oraz badań własnych jako reprezentatywny sorbat wytypowano najczęściej i w największych stężeniach występujący w okolicach mogiłników pestycyd chloroorganiczny HCH. Zastosowano czystą chemicznie (99,8±0,2%) substancję aktywną HCH wytworzoną przez Instytut Syntezy Organicznej w Warszawie.

W badaniach jako sorbent zastosowano kompost wytworzony z udziałem dżdżownicy kalifornijskiej z ustabilizowanego osadu komu-

nalnego. Poletka do przerobu osadu na kompost z udziałem dżdżownic zostały wykonane na podłożu gruntowym, który stanowią gliny zwarte. Dno poletek znajduje się w odległości większej od 1,5 m w odniesieniu do poziomu wody gruntowej. Na zdrenowanym podłożu piaskowym ułożono płyty betonowe-drogowe. Umożliwia to zmechanizowanie robót oraz zabezpiecza dżdżownice przed kretami. Cały teren poletek otoczony jest płytami betonowymi o wysokości 0,5 m. Na dno poletka zasypana jest warstwa 15 - 20cm trocin, które stanowią drenaż, a jednocześnie regulują stosunek C/N, którego prawidłowość warunkuje proces rozrodczy dżdżownic. Celuloza stanowi niezbędny składnik do budowy kokonów. W dokumentacji projektowej określono stosunek ilości osadu o uwodnieniu poniżej 90% zmieszanego z trocinami na 2:1. W ostatnim okresie prowadzenia kompostowania zrezygnowano z dokładnego mieszania osadu z trocinami (modyfikowania). Sama obecność obydwu składników w odpowiednich ilościach na poletku jest wystarczająca do prawidłowego rozwoju dżdżownic. Pozwoliło to na ograniczenie pracy ludzi do kilkunastu dni w roku i wyeliminowanie pracy urządzenia mieszająco - pompującego. Osad z lagun pompowany jest na przygotowane podłoże z trocin poprzedzielane pryzmami z częściowo przerobionego kompostu z lat poprzednich, zawierającego całą populację dżdżownic. Usypywanie pryzm powyżej poziomu zalewania osadu zapewnia dżdżownicom warunki tlenowe w czasie zalewania jak również w okresach deszczowych. Populacja dżdżownic wykazuje cechy populacji rozwojowej. W jej strukturze znajdują się kokony, osobniki świeżo wyklute nie wybarwione, osobniki młode wybarwione, osobniki dojrzałe płciowo. Dżdżownice zjadając osad wydalają koprolity, czyli wermikompost. Drążąc kanały spulchniają i napowietrzają osad aktywizując bakterie odpowiedzialne za procesy redukcji materii organicznej w podłożu.

Dodatkowym efektem pracy dżdżownic jest trwała redukcja wielu czynników patogennych. W okresie wiosennym (maj) wybierane są te części pryzm, które są przerobione i opuszczone przez dżdżownice. Z pozostałego materiału formowane są nowe pryzmy, uzupełniane trocinami pomiędzy nimi i wpompowany osad. Po zmniejszeniu objętości i częściowym przerobieniu osad przerzucany jest na pryzmy. pomiędzy pryzmy zalewany jest osad z laguny. Operacja powtarzana jest 2÷3 krotnie w zależności od warunków pogodowych. W ten sposób wermikompost jest produkowany bez uciążliwego kilkakrotnego przewracania pryzmy,

co jest rutynowym zabiegiem przy kompostowaniu bez udziału dżdżownic. Uzyskany kompost ma wygląd, zapach ziemi ogrodowej jest sypki, ma strukturę gruzelkową. Składowany na placu bez zadaszenia nie ulega uwodnieniu w czasie intensywnych opadów (jesień, wiosna).



Rys. 1. Widok pryzmy wraz z populacją dżdżownic

Fig. 1. The compost prism with *Eisenia foetida*

Tabela 2. Charakterystyka wermikompostu

Table 2. The vermicompost characteristic

Właściwości						
Metale [mg/kg sm]						
Pb	Cu	Cd	Cr	Ni	Zn	Hg
53,7	67,6	8,0	316,0	8,5	1391,0	1,8
Inne [%]						
pH	Uwodnienie		Sucha masa		Subst. org.	
-	46,0		54,0		54,0	

3.2. Procedura sorpcyjna

Badania w warunkach statycznych prowadzono według metodyki amerykańskiej firmy Chemviron Carbon oraz danych literaturowych [6, 7, 10, 12, 20]. Miały one na celu wykreślenie izoterm adsorpcji, dzięki którym możliwe jest określenie mechanizmu sorpcji, określenie pojemności sorpcyjnej w danych warunkach, a także porównanie procesu sorpcji HCH na różnych sorbentach. Sorbent, po uprzednim odgazowaniu, przemyciu wodą destylowaną i wysuszeniu roztarto móżdżerem kulowym i suszono w suszarce elektrycznej w temperaturze 150°C przez okres 3 godzin do stałej masy. Z tak otrzymanego materiału przygotowano naważki o masie: 0,001, 0,002; 0,005; 0,01; 0,025 g na każde 100 ml roztworu. Reprezentatywne próbki sorbenta dodawano do kolb stożkowych, w których znajdował się roztwór pestycydu o stężeniu 5 mg/dm³. Naczynka wytrząsano na wytrząsarce przy stałej amplitudzie drgań przez okres 24 godzin, po czym pozostawiano je na 48 godziny w celu uzyskania pełnej równowagi sorpcyjnej. Po tym czasie próbki poddawano podwójnej filtracji stosując miękkie saszki bibułowe. Pierwszą i ostatnią porcję przesącza odrzucano. Następnie oznaczano stężenie zanieczyszczeń w filtracie zgodnie z obowiązującą metodyką.

Analizę procesu sorpcji przeprowadzono na podstawie uzyskanych wyników (wykorzystując program Statistica). Estymowano izotermy Freundlicha, Langmuira, BET, Huttiga, Temkina oraz Jovanovica jako modele nieliniowe metodą najmniejszych kwadratów za pomocą algorytmu Gaussa-Newtona [8, 13, 14, 19].

3.3. Metody analityczne

We wszystkich próbkach określano zgodnie z obowiązującą metodyką w akredytowanym laboratorium stężenie pestycydów z wykorzystaniem chromatografu gazowego GC/MS/MS 4000 sprzężonego ze spektrometrem mas oraz chromatografu gazowego AGILENT6890 przy zastosowaniu kolumn ECD1 oraz NPD2 [5, 15, 16].

Uzyskane wyniki badań przedstawiono na wykresach 3-8 oraz w tabeli 3. Proces sorpcji opisano równaniami Freundlicha, Langmuira, BET, Huttiga, Temkina oraz Jovanovica:

$$\text{Freundlicha } A = kc^{1/n}$$

$$\text{Langmuira } A = a_m kc / (1 + kc)$$

$$\text{BET } A = ac / (1 + c)(1 + kc)$$

Huttiga $A=(1+c)ca/(1-kc)$
 Temkina $A=a+k \lg c$
 Jovanovica $A=a(1-\exp(-kc))$

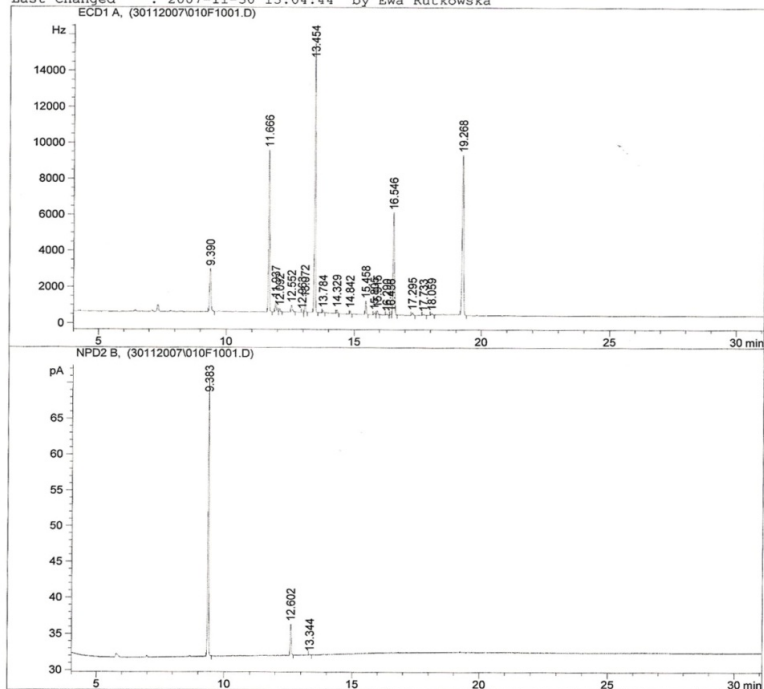
Data File C:\HPCHEM\1\DATA\30112007\010F1001.D

Sample Name: W/99/07

woda

```

=====
Injection Date : 2007-11-30 18:49:19          Seq. Line : 10
Sample Name    : W/99/07                      Location  : Vial 10
Acq. Operator  : Ewa Rutkowska                Inj      : 1
Acq. Instrument: Instrument 1                 Inj Volume: 2 µl
Method         : C:\HPCHEM\1\METHODS\NP-EC.M
Last changed  : 2007-11-30 13:04:44 by Ewa Rutkowska
=====
  
```

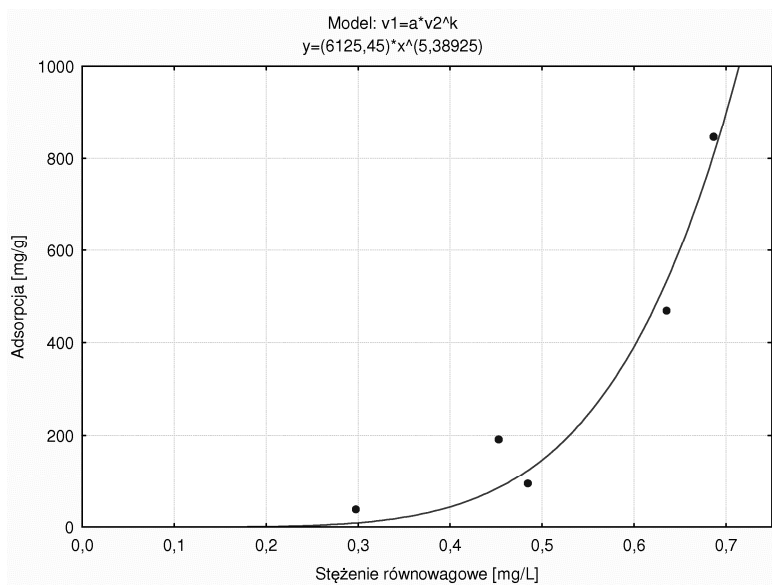
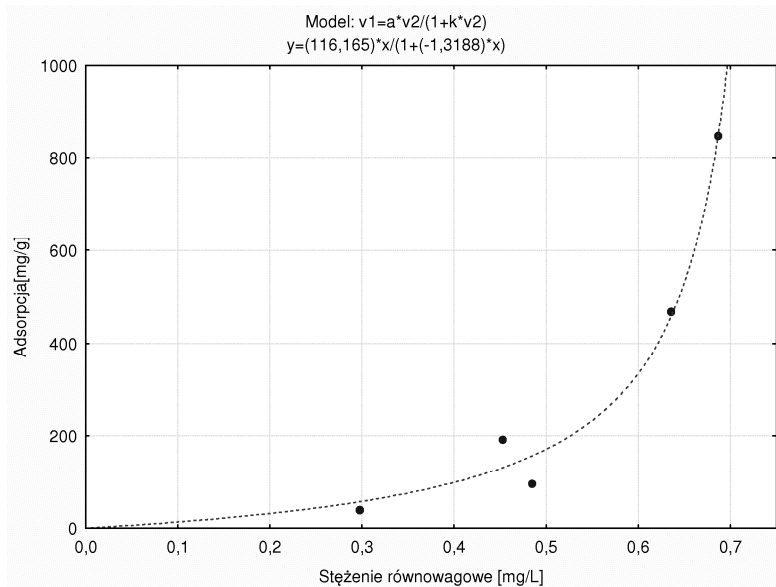


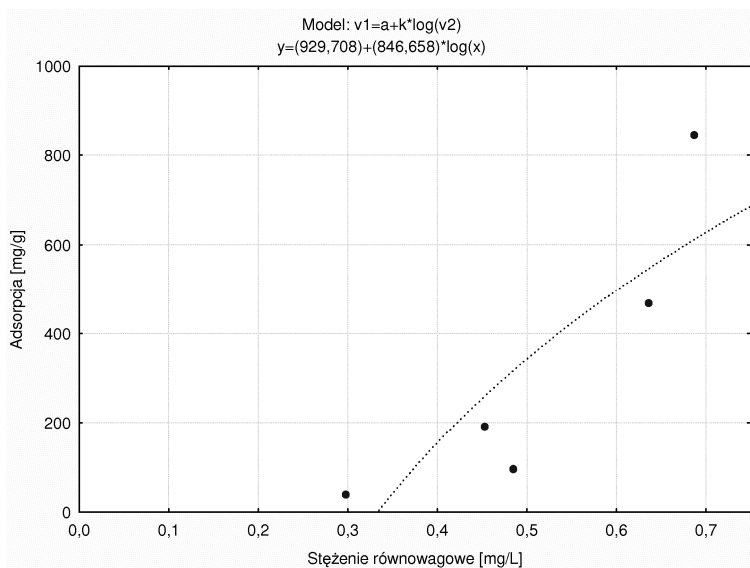
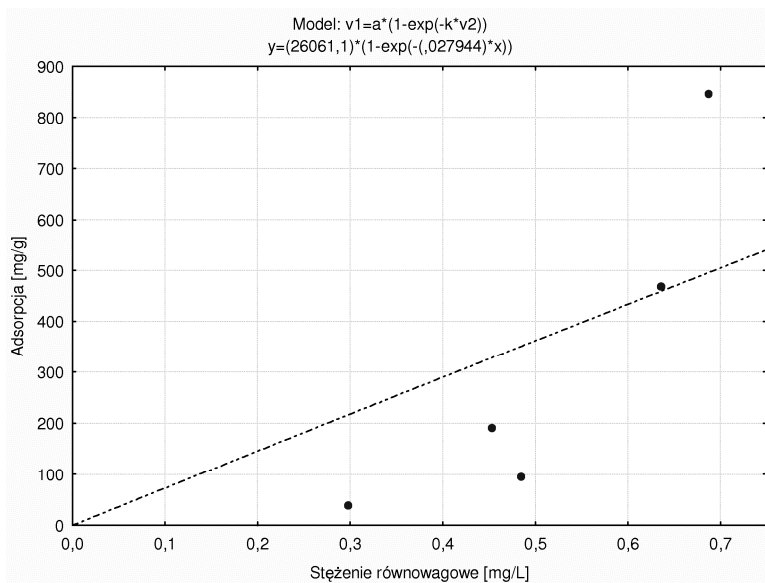
External Standard Report

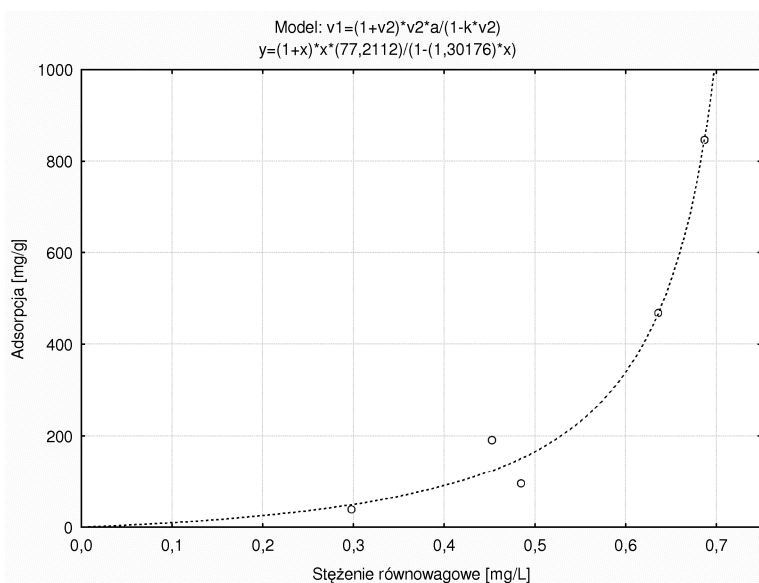
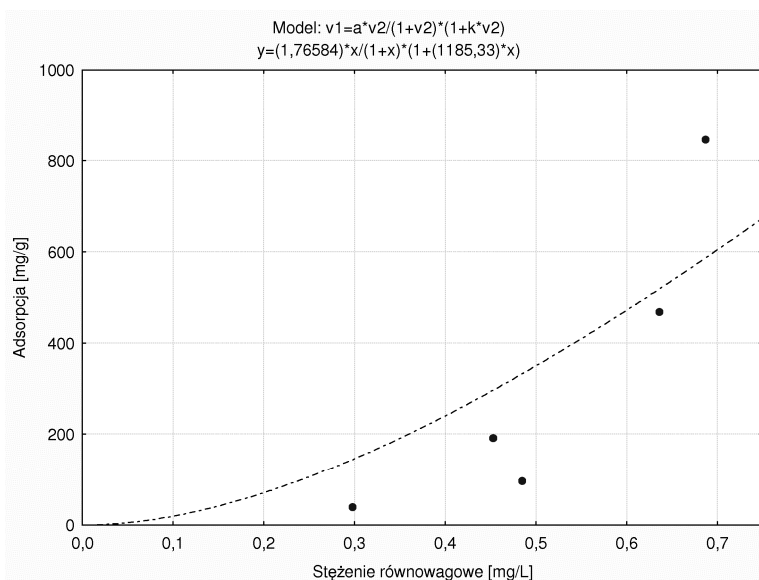
```

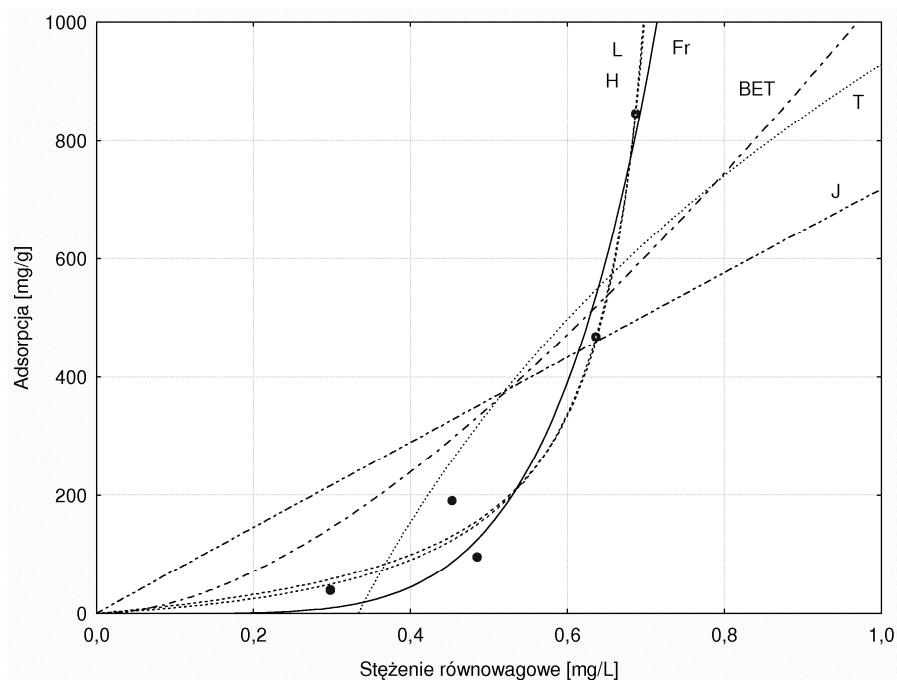
=====
Sorted By      : Signal
Multiplier     : 1.0000
Dilution      : 1.0000
Use Multiplier & Dilution Factor with ISTDs
=====
  
```

Rys. 2. Chromatogram pestycydów chloroorganicznych
Fig. 2. The chromatogram of chloroorganic pesticide

**Rys. 3.** Izoterma Freundlicha**Fig. 3.** The Freundlich isotherm**Rys. 4.** Izoterma Langmuira**Fig. 4.** The Langmuir isotherm

**Rys. 5.** Izoterma Temkina**Fig. 5.** The Temkin isotherm**Rys. 6.** Izoterma Jovanovica**Fig. 6.** The Jovanovic isotherm

**Rys. 7.** Izoterma Huttiga**Fig. 7.** The Huttig isotherm**Rys. 8.** Izoterma BET**Fig. 8.** The BET isotherm



Rys. 9. Porównanie izoterm adsorpcji HCH na wermikomposcie

Fig. 9. The comparison of isotherms of pesticide on compost

Tabela 3. Współczynniki izoterm adsorpcji (poziom ufności 95%, $\alpha=0,05$).

Table 3. Coefficients of adsorption isotherms (level of confidence 95%, $\alpha=0.05$)

Izoterma	a	b	R
Freundlicha	6125,45	5,389	0,98
Langmuira	116,16	-1,319	0,99
Temkina	929,71	846,66	0,84
Huttiga	77,21	1,301	0,99
BET	1,76	1185,33	0,81
Jovanovica	26061,1	0,0279	0,68

4. Dyskusja wyników

Stałe w modelach matematycznych wyznaczono metodą najmniejszych kwadratów za pomocą pakietu statystycznego STATISTICA, a następnie określono wielkości błędów tych stałych. Wartości parametrów stałych, a także współczynniki korelacji R poszczególnych adsorbatów przedstawiono w tabeli 3. Wyliczone współczynniki korelacji mają wartości od 0,68 do 0,99, tak więc dopasowanie zastosowanych modeli opisu procesu sorpcji jest zróżnicowane. Proces sorpcji HCH na wermikompoście najlepiej opisuje izoterma Freundlicha, Langmuira i Huttiga ($R=0,98-0,99$). Świadczy to, że wermikompost charakteryzuje się niejednorodną powierzchnią, a podczas sorpcji zachodzą reakcje nie tylko w monowarstwie, ale także dodatkowe wyraźne interakcje dające efekt sorpcji wielowarstwowej.

Na rysunkach 3-8 wykreślono izotermy adsorpcji badanych pestycydów na zastosowanym sorbencie jako funkcję zaadsorbowanego przez jednostkę masy sorbenta (kompostu) adsorbatu (HCH) (x/m) od stężenia równowagowego adsorbatu w roztworze wodnym (c_0). Uzyskano grupę izoterm według klasyfikacji Gilesa: S [3]. Obejmuje ona izotermy układów, w których rozpuszczalnik jest silnie sorbowany i stanowi konkurencję dla adsorbowanej substancji rozpuszczonej [8, 13]. Kształt izoterm świadczy o ukośnym lub prostopadłym ułożeniu cząstki adsorbatu w centrach aktywnych sorbenta. Kształt ten charakteryzuje się brakiem osiągnięcia adsorpcji granicznej, która prawdopodobnie odpowiada kompletnej warstwie monomolekularnej pokrywającej całą powierzchnię adsorbentu [3]. Potwierdza to fakt zachodzących dodatkowo interakcji w poliwarstwie. Kształt taki izoterm odpowiada typowi III według Braunaera. Typ ten obejmuje przypadki, kiedy siły oddziaływania między cząsteczkami adsorbentu są znacznie większe od sił występujących między cząsteczkami substancji adsorbowanej a ściankami adsorbentu [13]. Oddziaływanie takie może być związane z pojawieniem się wiązań wodorowych. Fakt ten również potwierdza występowanie dodatkowych interakcji dających efekt sorpcji poliwarstwowej.

Najwięcej informacji wnosi równanie Freundlicha. Znajomość wartości parametru k ($1/n$) równania Freundlicha pozwala ocenić intensywność adsorpcji danej substancji z fazy wodnej na sorbencie, natomiast wielkość stałej k określa pojemność sorpcyjną sorbenta przy stęże-

niu równowagowym w roztworze. Większa wartość współczynnika a (k) odpowiada większej pojemności sorpcyjnej. W prowadzonych badaniach uzyskano wartość współczynnika $a=6125,45$, co potwierdza przydatność wermikompostu do zastosowania jako ekran sorpcyjny do usuwania pestycydów chloroorganicznych wokół mogilnika pestycydowego. Stała k równania Freundlicha jest współczynnikiem kierunkowym izotermy, równym tangensowi kąta nachylenia prostej w układzie współrzędnych logarytmicznych. W związku z tym, im większa wartość k , tym proces sorpcji zachodzi intensywniej [3, 13].

5. Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych doświadczeń stwierdzono, że:

1. Wermikompost może być zastosowany do sorpcji HCH z roztworów wodnych.
2. Proces sorpcji HCH na wermikompoście najlepiej opisuje izoterma Freundlicha, Langmuira i Huttiga ($R=0,98-0,99$), co świadczy o niejednorodnej powierzchni sorbenta. Podczas sorpcji zachodzą reakcje nie tylko w monowarstwie, ale także dodatkowe wyraźne interakcje dające efekt sorpcji wielowarstwowej.
3. Uzyskano grupę izotermy S według klasyfikacji Gilesa, typ III według Braunaera. Potwierdza to występowanie dodatkowych interakcji dających efekt sorpcji wielowarstwowej.

Literatura

1. **Anastasiadis P.:** *Zanieczyszczenie wód gruntowych w wyniku działalności rolniczej: podejście zintegrowane*. Rocznik Ochrona Środowiska tom 6, 19-31, 2004.
2. **Anielak A.M.:** *Chemiczne i fizykochemiczne oczyszczanie ścieków*. PWN, Warszawa, 2000.
3. **Atkins P.W.:** *Chemia fizyczna*. PWN, Warszawa, 2001.
4. **Biziuk, M.:** *Pestycydy. Występowanie, oznaczanie i unieszkodliwianie*. WNT, Warszawa, 2001.
5. **Buszewski B., Buszewska T., Szumski M., Siepak J.:** *Silmultaneous Determination of Phenols Polyaromatic Hydrocarbons Isolated from Environmental Samples by SFE-SPE-HPLC*. Chem. Anal.-Warsaw, 48,13-25, 2003.

6. **Ignatowicz K.:** *Zastosowanie sorpcji na odpadowych materiałach naturalnych do ograniczenia migracji pestycydów z mogiłników.* Przemysł Chemiczny, 2008.
7. **Ignatowicz K.:** *Evaluation of pesticide remains and heavy metals concentrations near burial grounds.* Polish Journal of Environmental Studies, vol.16(4), 339-344, 2007.
8. **Jankowska M., Świątkowski A., Starostin L., Ławrinienko-Omicynska J.:** *Adsorpcja jonów na węglu aktywnym.* PWN, Warszawa, 1991.
9. **Kabaciński M., Zerbe J., Sobczyński T., Siepak J.:** *Wpływ antropopresji na wody gruntowe na obszarze województwa poznańskiego i miasta Poznania.* Sorus, Poznań, 1997.
10. *Laboratory Brochure by Applications Engineers Chemviron Carbon.* Pensylwania, 1991.
11. **Morzycka B.:** *Influence of burial grounds on the environment on the basis of examining water samples from water intakes and farm wells from the vicinity of burial grounds in podlaskie voivodship.* Report, Plant Protection Institute. Poznań. Poland, 2001, 2002.
12. **Ochsner T.E., Stephens B.M., Koskinen W.C., Kookana R.S.:** *Sorption of a hydrophilic pesticide.* Soil Science Society of America. 70, 1991-1997, 2006.
13. **Paderewski M.:** *Procesy adsorpcyjne w inżynierii chemicznej.* WNT, Warszawa, 1999.
14. **Popovski D., Mitrevski V.:** *A method for generating water sorption isotherm models.* Electronic Journal of Environmental, Agricultural and Food Chemistry. 4(3), 945-948, 2005.
15. **Siepak J.:** *Fizyczno-chemiczna analiza wody i gruntów.* Wydawnictwo UAM, Poznań, 1992.
16. **Siepak J.:** *Metody pobierania i przygotowania próbek wód, ścieków i osadów do analiz fizyczno-chemicznych.* Wydawnictwo UAM, Poznań, 1995.
17. **Stobiecki, S.:** *Report of analysis of waters and soils in the vicinity of Wąsosz.* Plants Protection Institute. Poznań, 1999.
18. **Wolkowicz S., Wolkowicz W., Choromański D.:** *Research on the influence of overdue plant pesticides (burial grounds) on geological environment (stage 3).* National Geological Institute, Warszawa, 2003.
19. **Yuh-Shan Ho:** *Isotherms for the sorption of lead onto peat: comparison of linear and non-linear methods.* Polish Journal of Environmental Studies. 15(1), 81-86, 2006.
20. **Zbytniewski R., Buszewski B.:** *Sorption of pesticides in soil and compost.* Polish Journal of Environmental Studies. 11(2), 179-184, 2002.

Application of Mathematical Models of Sorption Process to Describe the Removal of HCH Pesticide on Vermicompost

Abstract

The analysis of the sorption process was carried out on the basis of obtained results (using Statistica programme). Freundlich, Langmuir, BET, Huttig, Temkin, Jovanovic isotherms were estimated as nonlinear models with least squares method using the Gauss-Newton algorithm.

Based on literature data and own investigations the organochlorine pesticide HCH was selected as representative sorbate. This pesticide is found most often and in biggest concentrations around burials. During investigations chemically pure ($99.8 \pm 0.2\%$) active substance HCH, produced by the Institute of Organic Synthesis in Warsaw was used.

During research compost produced with the participation of the Californian earthworm from stabilized municipal sewage sludge was used as sorbent. Plot for the processing of sludge into compost with earthworms participation were made on the soil ground, which consisted of compact clay. The bottom of plots was located at a distance greater than 1.5 m for the ground water level. On drained sand surface concrete slabs were located. This allows the mechanization of the works and protects earthworms against moles. The whole area of plots is surrounded by of concrete slabs with a height of 0.5 m. The bottom of the plot is covered with a layer of 15-20 cm of sawdust, which function as drainage, and at the same time regulate C/N ratio, which accuracy determines reproductive process of earthworms.

Obtained results are presented in graphs – Fig. 3 to 8 and in Table 3.

Basing on the experiments carried out it may be stated that:

- Vermicompost May be applied for sorption of HCH pesticide from aqueous solutions.
- The process of sorption of HCH pesticide on vermicompost is best described by Freundlich, Langmuir and Huttig isotherms ($R = 0.98-0.99$), suggesting a heterogeneous sorbent surface. During sorption reactions occur not only in monolayer, but also the additional interactions which show effect of multilayer sorption.
- A group of isotherm S was obtained according to Giles classification, type III according to Braunaer. This confirms the existence of additional interactions which give the effect of multilayer sorption.



Analiza rozbiórów wody na wybranym terenie Pomorza Środkowego – w gminie Sianów

*Danuta Usidus, Aleksandra Drozdowicz
Politechnika Koszalińska*

1. Wstęp

Zagadnienia rozbioru wody stanowiły i stanowią istotę całego systemu dostarczania wody do obszarów zurbanizowanych. W czasach niedoboru wody ważnym staje się poznanie praw oraz określenie zasad korzystania z wodociągu.

Jednym z czynników mających wpływ na pracę systemów wodociągowych jest ustalenie ilości wody zużywanej przez jej odbiorców. Do określenia ilości wody służą opracowane i uzyskane w wyniku przeprowadzanych badań wskaźniki jednostkowego zapotrzebowania na wodę.

Obecnie liczba czynników mających wpływ na rozbiór wody w jednostkach osadniczych jest znaczna, a określenie ich wpływu wymaga żmudnych, drobiazgowych i opartych na rzetelnych podstawach badań w wielu dziedzinach i dyscyplinach naukowych. Dziś fakt, że mamy wodę doprowadzoną niemal do każdego domu nikogo nie dziwi, zaskakujące może być to, że ktoś tej wody nie ma.

2. Ogólna charakterystyka wodociągu w Gminie Sianów

Gmina Sianów leży na Pomorzu Zachodnim, w północno-wschodniej części województwa zachodniopomorskiego, w północnej części

powiatu koszalińskiego. Sama miejscowość Sianów położona jest w odległości około 7 km na północny wschód od Koszalina, przy trasie kolejowej i drogowej Koszalin – Słupsk. Leży nad strugą Polnicą. Na południe od miasta płynie rzeka Unieść oraz Struga Sianowska.

Sianów spełnia głównie funkcję mieszkaniową i administracyjną, wokoło znajdują się tzw. miejscowości satelitarne, są to niewielkie miejscowości wiejskie o charakterze rolniczym, w sezonie letnim także wypoczynkowym (Skwierzynka, Kędzierzyn, Gorzebądź, Skibno, Sucha Koszalińska, Kleszcze, Osieki, Rzepkowo, Iwięcino, Bielkowo, Wierciszewo, Dąbrowa, Grabówko, Trawica, Karnieszewice, Sieciemin, Sowno, Sierakowo Sławieńskie, Szczeglino, Mokre, Węgorzewo).

W mieście przez długie lata (od 1845 roku) funkcjonowała fabryka zapalek, lecz w 2004 roku została zamknięta. Obecnie jest ośrodkiem usługowym (tartak, drobny przemysł spożywczy, handel) oraz działają tu trzy zakłady przemysłowe:

- firma i fabryka „Dega” – wyroby garmazeryjne w Karnieszewicach,
- palarnia kawy „MK Cafe” w Skibnie,
- gospodarstwo rybackie „Dadoń”.

Stan istniejący gospodarki wodno-ściekowej

Miasto Sianów zaopatrywane jest w wodę z wodociągu miejskiego opartego na trzech studniach wierconych z 1961, 1982 i 2000 r. Osiedle „Piaśtów”, na którym znajduje się teren ujęcia wody, zlokalizowane jest we wschodniej części miasta. Studnie wyznaczają wierzchołki trójkąta prostokątnego usytuowanego w międzyrzeczu rzeki Unieść i jej dopływu Polnicy, która przepływa wzdłuż północnej granicy osiedla. Wodociąg, o którym mowa stanowi własność Gminy Sianów i jest eksploatowany przez Gminne Wodociągi w Sianowie [11].

Woda uzdatniona tłoczona jest za pomocą pompowni II stopnia do zbiorników hydroforowych, z których po opomiarowaniu kierowana jest do sieci miejskiej. W mieście nie ma pośrednich przepompowni wody, ani studni redukcyjnych. Ścieki z miasta odprowadzane są do mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków, a po oczyszczeniu trafiają do „Strugi Sianowskiej” poprzez rów otwarty o długości 40 m skąd wpływają do odbiornika, którym jest rzeka Unista.

Poziom zwodociągowania i skanalizowania w obszarze gminy Sianów to: 92,0% ludności korzystających z wodociągów publicznych oraz 58,5% korzystających z publicznej kanalizacji sanitarnej. Analizując bardziej szczegółowo, otrzymujemy:

- 96,4% ludności miasta korzystających z wodociągu publicznego,
- 94,7% ludności miasta korzystających z publicznej kanalizacji sanitarnej,
- 88,5% ludności wiejskiej korzystających z wodociągów publicznych,
- 22,8% ludności wiejskiej korzystających z publicznej kanalizacji sanitarnej.

Pozostali mieszkańcy i podmioty gospodarcze z omawianego obszaru pobierają wodę na swoje potrzeby z ujęć własnych (studnie wiercone), a ścieki odprowadzają do zbiorników bezodpływowych.

Według stanu na koniec roku 2006 [4], z sieci wodociągowej korzystało 86,3% ogółu ludności kraju. Pozbawione takiej możliwości było 5% mieszkańców miast i 27% ludności wiejskiej. W województwie zachodniopomorskim ogółem korzystających z wodociągu było 93,1% mieszkańców, w miastach 96,8%, a na wsi 84,6%. Na podstawie tych danych statystycznych można stwierdzić, iż zarówno gmina traktowana jako całość, jak i miasto Sianów oraz jednostki satelitarne, nie odbiegają od przeciętnych, w skali kraju norm, a nawet o kilka procent je przekraczają. Porównując z innymi województwami [4] cała gmina Sianów plasuje się w ścisłej czołówce, co należy przyjąć za pozytywny objaw.

W samym Sianowie jest ok. 14 000 mb rur wodociągowych o przekroju 50÷250 mm z różnych materiałów (przeważa stal i PE). Występują liczne przeciski pod drogą krajową, drogami powiatowymi i osiedlowymi (214 szt.) oraz pięć przejść ponad korytem rzeki Polnicy.

Stan techniczny istniejącej sieci wodociągowej jest dobry, tym lepszy, im nowsze jest osiedle. Stare miasto i część osiedla „Piaśtów” funkcjonowały do lat 90-tych dzięki punktowym hydroforniom i studniom wierconym niskiej wydajności, zaopatrującym co najwyżej kilka budynków. Podobnie funkcjonowało osiedle mieszkalne Kombinat Państwowych Gospodarstw Ogrodniczych – tzw. Osiedle Karnieszewickie. Po uruchomieniu stacji wodociągowej i stacji uzdatniania wody na początku lat 90-tych, zaczęto sukcesywnie sieciować miasto.

Na podstawie zebranych informacji wyraźnie widać (Tabela 1), że długość sieci miejskiej jest niemal sześciokrotnie mniejsza niż sieci wiejskiej. Jest to normalne, gdyż jednostki wiejskie cechuje znaczne oddalenie się od siebie gospodarstw, w odróżnieniu od zabudowy miejskiej – przeważnie zwartej.

Tabela 1. Dane o wodociągu – rok 2008 [11]

Table 1. Water supply system characteristics – year 2008 [11]

WODOCIĄG	Dł. czynnej sieci rozd. (bez przyłączy)	Połączenia do sieci wodociągowej budynków mieszkalnych i zbiorowego zamieszkania		Woda pobrana z ujęć	Woda dostarczona	
		długość	liczba		razem	w tym gosp. domowym i indywid. gosp. rolnym
	km	km	szt.	tys. m ³	tys. m ³	tys. m ³
Skwierzynka	6,0	1,6	61	44,3	8,8	8,8
Kędzierzyn	4,4	1,0	35	–	2,3	2,3
Gorzebądź	4,0	1,0	26	–	5,7	5,7
Skibno	6,9	2,6	106	33,7	22,3	22,3
Sucha Koszalińska	3,9	0,9	84	37,8	13,3	12,4
Kleszcze	1,0	0,3	31	11,1	6,8	6,8
Osieki	2,5	2,1	117	21,1	13,7	13,7
Rzepakowo	1,0	0,3	24	9,8	5,5	5,5
Iwięcino	5,2	0,5	55	19,3	9,3	9,3
Bielkowo	7,0	0,5	43	16,5	8,0	8,0
Wierciszewo	4,2	0,9	70	32,6	16,9	10,2
Dąbrowa – Grabówko – Trawica	13,4	5,7	100	58,7	20,7	13,1
Karnieszewice	2,1	2,4	69	–	9,7	9,7
Sieciemín	4	1,6	71	15,5	11,4	11,3
Sowno	1,1	0,3	54	9,9	6,1	6,1
Sierakowo Sławieńskie	6,1	0,5	65	10,4	6,9	6,5
Szczęglino	3,1	0,9	52	38,5	19,9	9,5
Mokre	3,5	0,8	30	–	0,1	0,1
Węgorzewo	4,1	0,5	76	13,4	8,0	8,0
Ogółem – obszar wiejski	83,5	24,4	1169	372,6	195,4	169,3
Sianów	14,0	10,1	503	219,5	169,3	167,9
Ogółem – gmina	97,5	34,5	1672	592,1	364,7	337,2

Łączna liczba mieszkańców z obszaru wiejskiego jest niewiele mniejsza niż w mieście Sianowie (Tabela 2) co w konsekwencji powoduje, iż długość sieci wodociągowej przypadająca na jednego mieszkańca wsi jest zdecydowanie większa niż przypadająca na jednego mieszkańca Sianowa.

W szesnastu jednostkach osadniczych gminy Sianów są zlokalizowane ujęcia i stacje wodociągowe. Niektóre z nich zaopatrują dodatkowo jednostki sąsiednie (Tabela 2).

Tabela 2. Ujęcia wody i SUW oraz zestawienie liczby mieszkańców poszczególnych jednostek osadniczych w latach 2004 ÷ 2008 [11]

Table 2. Water intakes and WTPs, and comparison of number of inhabitants in individual units in the years 2004-2008 [11]

Ujęcia wody i SUWy	Obsługiwane jednostki osadnicze	Liczba mieszkańców w roku				
		2004	2005	2006	2007	2008
Skwierzynka	Skwierzynka	240	239	254	250	254
	Kędzierzyn	99	98	97	104	102
	Gorzebadź	123	118	120	120	122
Skibno	Skibno	764	758	738	725	730
Sucha Koszalińska	Sucha Koszalińska	404	406	409	401	403
Kleszcze	Kleszcze	241	231	225	226	230
Osieki	Osieki	445	449	448	448	452
Rzepakowo	Rzepakowo	266	263	257	257	257
Iwięcino	Iwięcino	317	327	325	327	327
Bielkowo	Bielkowo	270	269	268	269	265
Wierciszewo	Wierciszewo	318	322	331	337	339
Dąbrowa – Grabówko	Dąbrowa	381	394	384	392	390
	Grabówko	185	181	177	174	173
	Trawica	77	85	86	81	86
	Karnieszewice	236	233	244	248	249
Sieciemini	Sieciemini	348	350	352	354	358
Sowno	Sowno	189	189	187	187	186
Sierakowo Sławieńskie	Sierakowo Sławieńskie	217	212	199	201	201
Szczeglino	Szczeglino	316	310	319	327	331
	Mokre	130	130	129	125	122
Węgorzewo	Węgorzewo	298	297	301	305	302
	Razem – obszar wiejski	5864	5861	5850	5858	5879
Sianów	Sianów	6670	6707	6709	6684	6689
	Razem – gmina	12534	12568	12559	12542	12568

Wielkość poboru wody oraz bilans zapotrzebowania na wodę

Rejestr pobieranej wody, wykorzystywanej na potrzeby mieszkańców, zakładów pracy: masarni i piekarni, zakładów użyteczności publicznej oraz wodociągu (stacji uzdatniania wody, straty sieci itp.), prowadzony jest w cyklu miesięcznym. Według prowadzonej dokumentacji [11], średnia dobowa produkcja wody w 2003 roku wynosiła $555,4 \text{ m}^3/\text{d}$, i posłużyła ona do sporządzenia prognozy zużycia wody do 2013 roku. Uwzględniając nierównomierność poboru wody, rozwój miasta do 2013 roku oraz zapotrzebowanie wody na cele technologiczne stacji i sieci do prognoz przyjęto:

- założenie wzrostu wartości zużycia wody, jak dla miejscowości o małej dynamice rozwoju – 1% na rok, tj. w okresie do roku 2013 o 10%,
- założenie zużycia wody na cele technologiczne stacji oraz sieci wodociągowych – 5%
- wartość współczynnika nierównomierności dobowej – 1,05
- wartość współczynnika nierównomierności godzinowej – 2,0.

$$Q_{srd} = 555,4 \cdot 1,05 \cdot 1,1 = 641,5 \left[\frac{\text{m}^3}{\text{d}} \right]$$

Ostatecznie przyjęto, że docelowo, do roku 2014 pobór wody z ujęcia w Sianowie nie przekroczy:

- $Q_{srd} = 641,5 \left[\frac{\text{m}^3}{\text{d}} \right]$ $Q_{\max d} = 962,3 \left[\frac{\text{m}^3}{\text{d}} \right]$,
- $Q_{srh} = 40,1 \left[\frac{\text{m}^3}{\text{d}} \right]$ $Q_{msrh} = 80,2 \left[\frac{\text{m}^3}{\text{d}} \right]$,
- $Q_{srroczny} = 203,264 \left[\frac{\text{m}^3}{\text{d}} \right]$.

3. Zmienność rozbioru wody

W latach 2004÷2008 liczba mieszkańców obszaru objętego analizą wynosiła ponad 12,5 tysiąca. W analizie wzięto pod uwagę wszystkie szesnaście miejscowości, w których znajdują się stacje uzdatniania wody,

jak również uwzględniono jednostki, które są przez nie zaopatrywane (Tabela 2).

Badane dane obejmowały okres od stycznia 2004 roku do grudnia 2008 roku. Brakujące odczyty: we wrześniu 2004 roku i czerwcu 2005 r. spowodowane zostały awarią sprzętu dokonującego pomiaru.

Wyjściowymi danymi, które poddano dalszej analizie, były:

- 1) miesięczna sprzedaż wody ogółem,
- 2) miesięczna sprzedaż wody dla przemysłu,
- 3) miesięczna sprzedaż wody dla gospodarstw domowych,
- 4) miesięczna ilość wyprodukowanej wody.

Gminne wodociągi w Sianowie dostarczają wodę głównie na cele bytowo-gospodarcze mieszkańców oraz na drobny przemysł i usługi zarówno w Sianowie, jak i w okolicznych miejscowościach.

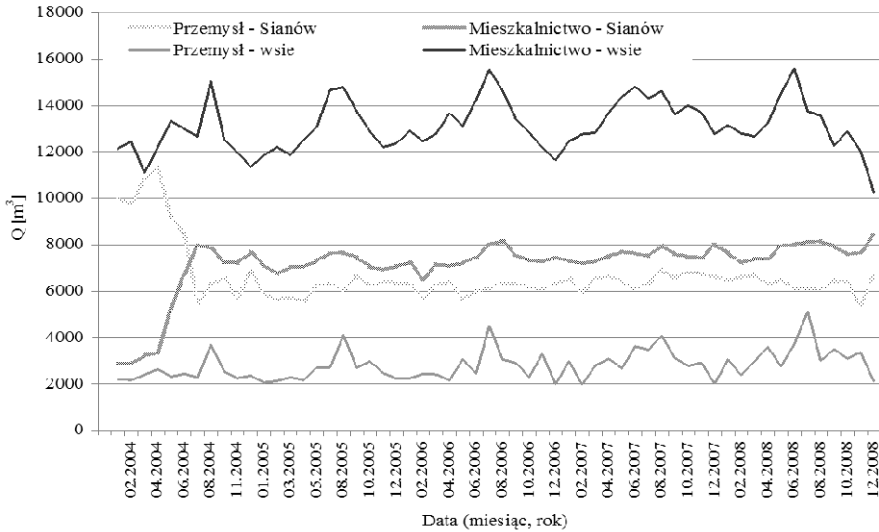
Analizując wiejskie tereny gminy pod kątem wykorzystania pobieranej wody, podzielono je na te, które nie posiadają żadnego przemysłu, należą do nich: Skwierzynka, Kędzierzyn, Gorzebądź, Rzepkowo, Sowno, Węgorzewo oraz te charakteryzujące się bardzo znikomym, tylko w okresie letnim, poborem wody na usługi i drobny przemysł: Iwięcino, Karnieszewice, Sieciemini i Sierakowo. Dlatego też zużycie wody na cele bytowo-gospodarcze mieszkańców drugiej grupy wymienionych miejscowości, właściwie pokrywa się z całkowitym poborem wody przez te jednostki.

Wśród miejscowości wiejskich, na terenie gminy znajdują się również te typowo rolniczo-letniskowe (Osieki, Dąbrowa – Grabówko, Szczeglino), w których bardzo wyraźny wzrost poboru wody odnotowuje się latem, na co znaczący wpływ ma agroturystyka i przemysł sezonowy oraz działalność rolnicza która, jak wiadomo, wzrasta właśnie w tym okresie.

Reasumując, na wsiach widoczne jest zwiększenie rozbiorów wody w okresie letnim (Rysunek 1), a zmniejszenie w zimowym, spowodowane niewątpliwie tym, że pełnią one głównie funkcję rolniczą oraz turystyczną w lecie, co wpływa na wartości zapotrzebowania na wodę.

W miejscowości Sianów rozbiory na potrzeby przemysłu oraz usług w ciągu rozpatrywanego okresu kształtowały się, z niewielkimi wahaniami, na stałym poziomie. Widocznym jest fakt znacznego ograniczenia produkcji w fabryce zapalek (rok 2004), a następnie całkowitego jej zaprzestania, co wpłynęło na spadek wartości zużycia wody przez

przemysł (Rysunek 1). Większość firm, usług i małego przemysłu, jaki występuje na terenie omawianej gminy i korzysta z wodociągu, skupia się wyłącznie w mieście Sianów. Natomiast tak zwany przemysł wiejski, a co za tym idzie rozbiory wody na te cele we wsiach, są niewielkie w porównaniu z miastem.



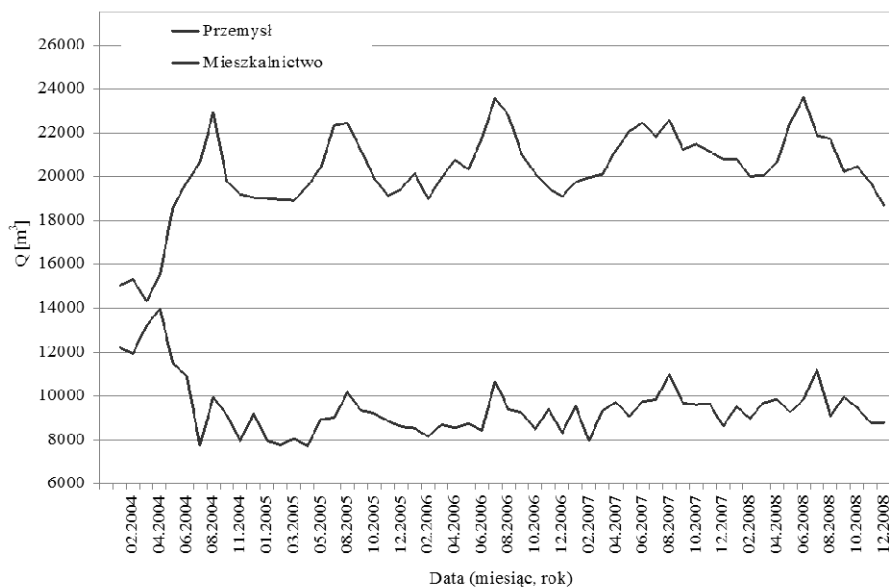
Rys. 1. Zmienność rozbioru miesięcznego wody w przemyśle i mieszkalnictwie w latach 2004÷2008

Fig. 1. Variability of monthly water use in industry and housing in the years 2004-2008

Głównymi odbiorcami wody w gminie są gospodarstwa domowe, a rozbiory wody na te cele mają charakter sezonowy na wsiach, natomiast w mieście obserwowany rozbiór wody w ciągu roku kształtuje się na stałym poziomie. Jednakże analizując ogólnie całą gminę, dominuje w niej sezonowość rozbiorów wody związana z porami roku i rolnictwem (Rysunek 2). Swój udział ma tu również turystyka, z uwagi na występujące tu gospodarstwa agroturystyczne oraz fakt położenia gminy w bliskiej odległości od morza.

W całej gminie w badanym okresie można zauważyć rosnący trend zużycia wody, który widoczniej odnotowywalny jest na terenach wiejskich. W niektórych miejscowościach był on nawet bardzo duży.

W Kędzierzynie i Gorzebądziu zapotrzebowanie na wodę systematycznie wzrastało z 30 dm³/Md aż do ponad 150 dm³/Md. Prawdopodobnie było to spowodowane faktem, iż nie wszystkie posesje miały podłączenie wodociągowe – mieszkańcy posiadali własne ujęcia wody, a na przestrzeni ostatnich kilku lat zostało to uregulowane. Część z analizowanych miejscowości, utrzymało zużycie wody na stałym poziomie, a tylko w dwóch wsiach gminy Sianów, na przestrzeni pięciu analizowanych lat, stwierdzono spadek zużycia wody.



Rys. 2. Zmienność rozboru miesięcznego wody w gminie Sianów w latach 2004÷2008

Fig. 2. Variability of monthly water use in Sianów Commune in the years 2004-2008

W zdecydowanej większości miejscowości (w jedenastu) średnie rozbiory wody mieściły się w granicach 90÷110 dm³/Md i można uznać, że są to wartości, które w pełni wystarczają na pokrycie zapotrzebowania. Jednakże są miejscowości – Kędzierzyn, Gorzebądz, Wierciszewo i Szczeglino, w których zarejestrowane zużycie wody jest znaczne, dochodzące do 150, a nawet 180 dm³/Md. W pierwszych dwóch, dodatkowo należy zaznaczyć, nie występuje żadnego rodzaju przemysł, nawet

drobny, czy też usługi, które miałyby wpływ na taki stan. Można zatem uznać, że duże znaczenie odgrywa tu działalność rolnicza i hodowlana, a także wyższy standard życiowy mieszkańców. W Rzepkowie, Węgorzewie i Sianowie odnotowano zdecydowanie niższe zużycia wody (około $70\div 85 \text{ dm}^3/\text{Md}$) od przyjętego za normatywne, choć nie można uznać, że były one niewystarczające na pokrycie potrzeb odbiorców. W przypadku dwóch pierwszych miejscowości nie budzi to większych zastrzeżeń, gdyż prawdopodobnie mieszkańcy korzystają z własnych ujęć, ale w przypadku Sianowa jest to dosyć niespodziewanym wynikiem jak na jednostkę zdecydowanie większą, liczącą ponad sześć tysięcy mieszkańców. Wyjaśnieniem takiej sytuacji mogłby być fakt, iż mieszkańcy Sianowa spędzają większość dnia w zakładach pracy oraz w szkołach w położonym niedaleko Koszalinie.

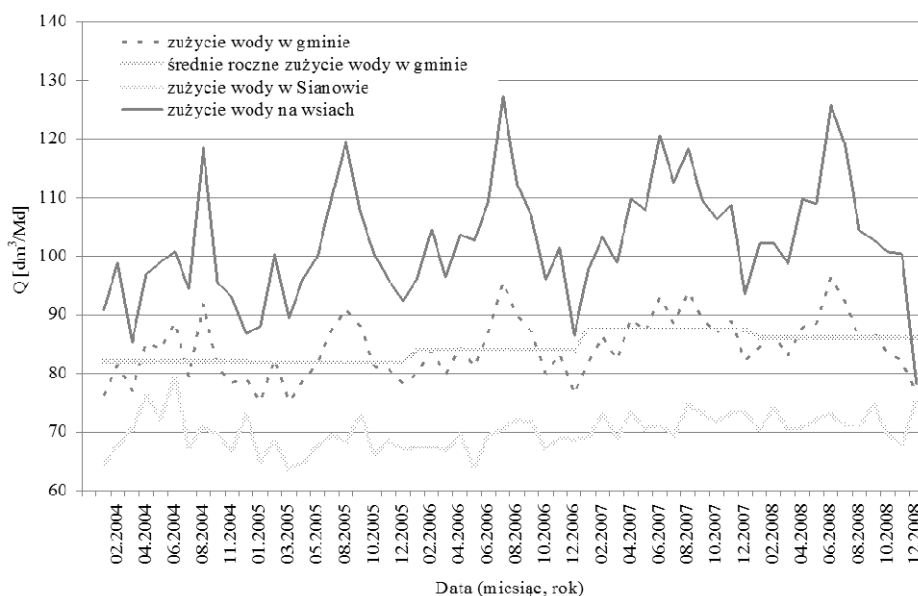
Z przeprowadzonej analizy wynika, że dolna granica średniego dobowego zużycia wody w latach 2004÷2008 wynosiła około 50 litrów na mieszkańca na dobę. To stosunkowo niewielkie zużycie wody jest wynikiem wielu czynników wpływających na taki stan rzeczy. Znaczący wpływ na tak niewielkie zużycia wody ma prawidłowe korzystanie z wody wodociągowej, należyta konserwacja instalacji wodociągowych oraz walka z marnotrawstwem wody. Decydujące jednak znaczenie w wielkości zużycia wody mają zapewne opłaty oraz instalowane bezpośrednio u odbiorców opomiarowanie.

Rozbiory wody w analizowanym okresie, pomiędzy rokiem 2004 a 2008, kształtowały się następująco (Rysunek 3 i 4):

- średnie roczne zużycie wody na cele indywidualne mieszkańców w całej gminie przyjmują wartości około $50\div 60 \text{ dm}^3/\text{Md}$,
- średnie roczne zużycie wody na cele indywidualne mieszkańców w samym mieście Sianowie przyjmują wartości około $30\div 40 \text{ dm}^3/\text{Md}$,
- średnie roczne zużycie wody na cele indywidualne mieszkańców wsi wynoszą około $80\div 90 \text{ dm}^3/\text{Md}$,
- średnie roczne zużycie wody przypadające na jednego mieszkańca w całej gminie (z uwzględnieniem innych usług) przyjmują wartości około $80\div 90 \text{ dm}^3/\text{Md}$,
- średnie roczne zużycie wody przypadające na jednego mieszkańca w samym mieście Sianowie (z uwzględnieniem innych usług) utrzymują się na stałym poziomie około $70 \text{ dm}^3/\text{Md}$,

- średnie roczne zużycie wody przypadające na jednego mieszkańca wsi (z uwzględnieniem innych usług) wynoszą około $95 \div 110 \text{ dm}^3/\text{Md}$.

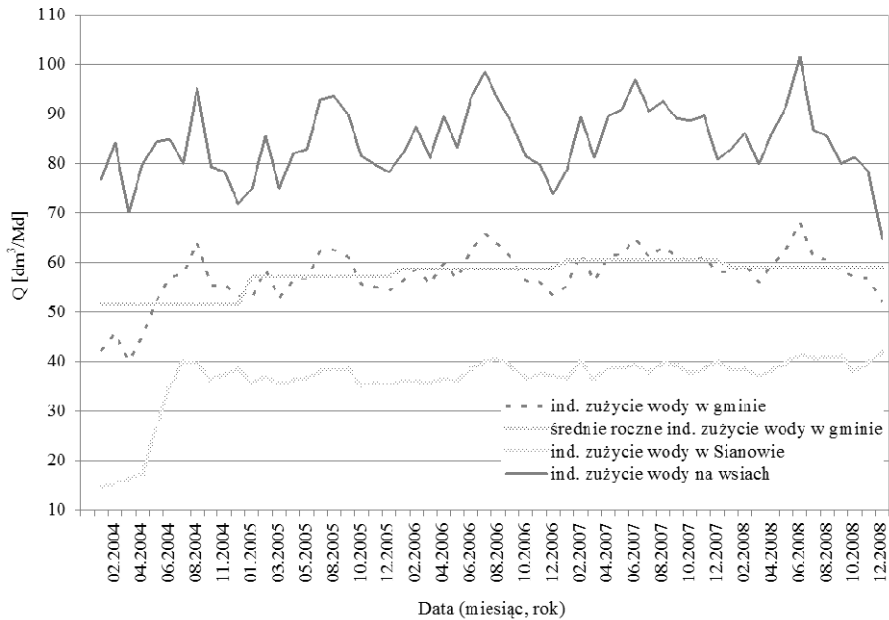
W obrębie bilansu produkcji wody mamy do czynienia z ubytkami produktu występującymi, jak wiadomo, w postaci zużycia własnego i strat w sieci przesyłającej lub rozprowadzającej. Rozmiar tych ubytków charakteryzuje techniczna efektywność bilansu produkcji, którą określają współczynniki, między innymi, współczynnik zużycia własnego wody wyprodukowanej, strat wody w sieci, użytecznego wykorzystania wody pobranej z ujęcia, jak również wtłoczonej do sieci [1].



Rys. 3. Wartości zużycia wody przypadające na jednego mieszkańca na dobę
Fig. 3. Water use per one inhabitant per day

Wartość współczynnika strat wody, średnio w gminie waha się na poziomie 37%, ale są też miejscowości, w których straty przekraczają nawet 50% produkcji wody. Te miejscowości to: Skwierzynka, która zaopatruje także Kędzierzyn i Gorzebądz (50%), Sucha Koszalińska (52%), Bielkowo (49%), Wierciszewo (45%), Dąbrowa, z której ujęcia woda trafia także do Grabówka i Karnieszewic (60%), Szczeglino (54%).

Średnia strat dla wszystkich wsi utrzymuje się na dość wysokim poziomie ok. 46%. Najmniejsze straty w badanym okresie odnotowano w mieście Sianów – 19%.

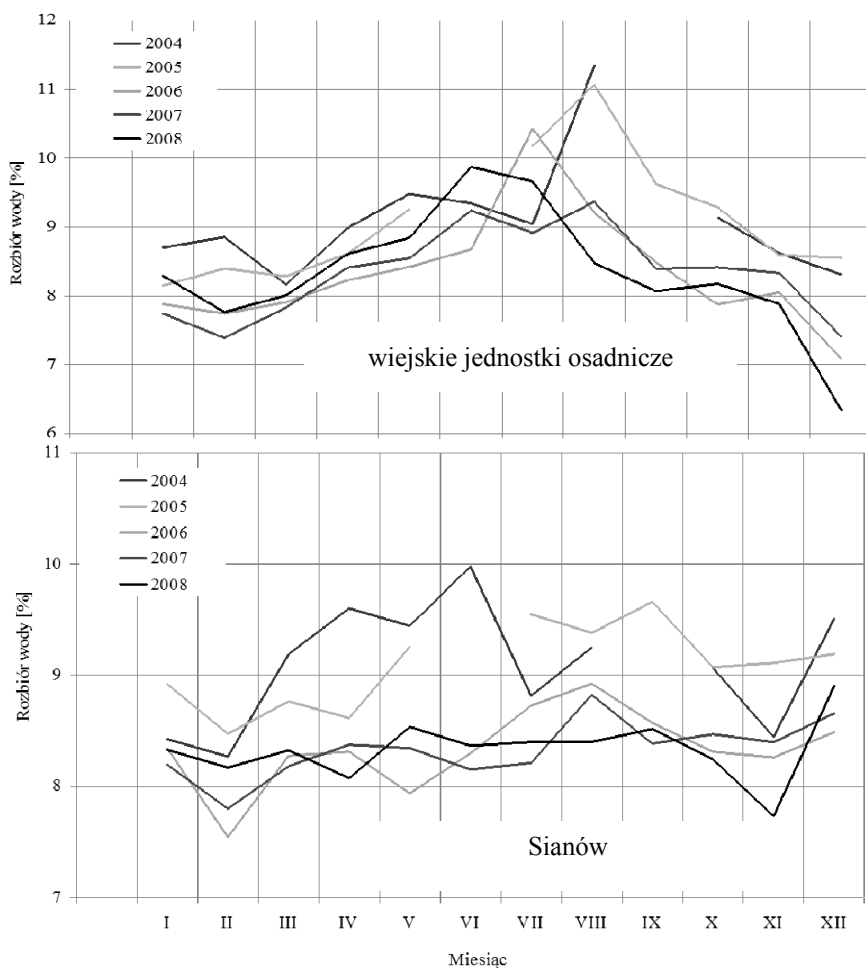


Rys. 4. Wartości zużycia wody na cele indywidualne, przypadające na jednego mieszkańca na dobę

Fig. 4. Water use for individual needs, per one inhabitant per day

Przyczyną takiego stanu rzeczy jest niewątpliwie nienajlepsza kondycja wodociągów na wsiach, które trzeba dość często remontować, a zakład Gminnych Wodociągów i Kanalizacji w Sianowie przynajmniej, że sporym problemem są dodatkowo niekontrolowane wycieki, które niejednokrotnie trudno zlokalizować.

Pięcioletnie obserwacje, pozwoliły na ocenę wahań rozborów wody w ciągu roku (Rysunek 5) Wyraźnie widoczny jest sezonowy charakter wiejskich jednostek osadniczych, które poza funkcją mieszkaniową i rolniczą, pełnią także funkcję turystyczną oraz występuje w nich drobny przemysł, zwłaszcza sezonowy. Miasto Sianów, jak widać charakteryzuje się niewielkimi różnicami między maksymalnymi a minimalnymi rozborami wody w ciągu roku.



Rys. 5. Procentowe, miesięczne wahania rozborów wody w latach 2004÷2008 w Sianowie oraz w wiejskich jednostkach osadniczych gminy

Fig. 5. Percentage, monthly fluctuation of water use in the years 2004-2008 in Sianów and units in the rural municipality

W przypadku Sianowa nie ma w tym nic niezwykłego, gdyż jako średniej wielkości miejscowość nie odstaje w tym względzie od innych miast o podobnej wielkości i funkcji. W Skwierzynie może być to zjawiskiem dziwnym, gdyż jako wieś rolnicza o niewielkiej liczbie mieszkańców (ok. 245), powinna wykazywać dużo większe zróżnicowanie rozborach w ciągu roku [7].

Według autorów [2, 3, 4, 6, 8, 10], średnie dobowe zużycie wody w Polsce, przypadające na jednego mieszkańca, waha się w granicach 90÷150 litrów, a w krajach Europy zachodniej, wartości jednostkowego dziennego zużycia wody wahają się na poziomie 97÷117 litrów na mieszkańca i określane są jako niezbędny poziom zużycia wody w gospodarstwach domowych. Z przeprowadzonych analiz wynika zatem, że mieszkańcy analizowanej gminy z zaprezentowanymi wartościami zużycia wody nie zawsze oscylują wokół tego poziomu.

4. Podsumowanie

Rozbiory wody w gminie Sianów przeanalizowano pod różnymi względami: zużycia przez przemysł, gospodarstwa domowe i usługi. Stwierdzono, że w okresie 2004÷2008 na obszarze gminy rozbiory wody charakteryzowały się sezonowością, podobnie jak miejscowości nadmorskie analizowanego rejonu Pomorza Środkowego [5, 9]. W znacznym stopniu wpływ na wysokość poboru wody miała istniejąca struktura miasta Sianów i obszarów rolnych oraz terenów turystycznych.

Z przeprowadzonych analiz wynika, że rozbiory wody w całej gminie wynosiły średnio 50÷60 dm³/Md. W miejscowości Sianów rozbiory wody wynosiły 30÷40 dm³/Md, a na wsiach 80÷90 dm³/Md. Uzyskane wyniki badań rozbiórów wody w gminie w znacznym stopniu odbiegają od wskaźników w literaturze technicznej. Powodów jest wiele i można do nich na pewno zaliczyć zwiększenie liczby stosowanych wodomierzy i stale rosnące ceny za wodę.

Dokonana analiza rozbiórów wody w gminie Sianów pozwoliła na sformułowanie kilku wniosków:

1. na przestrzeni pięciu lat nastąpił wzrost zużycia wody w gminie z 318 tys. m³ do 364,7 tys. m³, na co wpływ miał systematyczny rozwój wodociągów w gminie oraz wzrost standardu życia mieszkańców; zapewne nie wpłynęła na ten stan zmiana liczby ludności, ponieważ wzrosła ona zaledwie o ok. 1%,
2. jednostkowe zużycie wody jest niższe niż wartości, obowiązujące np. w projektowaniu i w tym przypadku całej gminy wyniosło średnio 84,4 dm³/Md,
3. głównymi odbiorcami wody w gminie Sianów są gospodarstwa domowe (70%),
4. straty wody w gminie Sianów wynoszą średnio 37%, ale sięgają również 60% ogólnej produkcji wody.

Z uwagi na bliskość Koszalina część mieszkańców gminy Sianów czasowo przebywa poza miejscem zamieszkania (praca lub szkoła). Stan taki w znacznym stopniu wpływa na wielkość rozbioru wody w gminie.

Zaprezentowane wyniki pomiarów mogą być przydatne jako materiał porównawczy dla badań w obszarach gmin wiejskich, rolniczych, o małym uprzemysłowieniu i o zbliżonym zagospodarowaniu przestrzennym.

Rzeczywiste potrzeby wodne odbiorców mogą być prognozowane wyłącznie na podstawie analizy obserwacji zużycia wody. Bez ich prowadzenia nie będzie możliwe właściwe uwzględnienie specyfiki istniejących warunków oraz racjonalizowanie rozwiązań technicznych.

Literatura

1. **Chudzicki M. i inni:** *Wodociągi i kanalizacja. Poradnik*. Wydawnictwo Arkady, Warszawa 1971.
2. **Dohnalik P., Jędzrejewski Z.:** *Efektywna eksploatacja wodociągów, ograniczenia strat wody*. Wydawnictwo Lemtech, Kraków 2004.
3. **Gabryszewski T.:** *Wodociągi*. Wydawnictwo Arkady, Warszawa 1983.
4. **Gorczyca M.:** *Infrastruktura wodociągowa w Polsce*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna. Maj 2008.
5. **Gruszecki T., Kanarek J.:** *Analiza zmienności rozbioru wody na przykładzie Kołobrzegu*. XVIII Krajowa, VI Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna „Zapotrzebowanie w wodę, jakość i ochrona wód”. Poznań, Tom II, 123-137, 2004.
6. **Mielcarzewicz E.W.:** *Obliczanie systemów zaopatrzenia w wodę*. Wydawnictwo Arkady, Warszawa 2000.
7. **Nowak-Błaszczyk A., Błaszczyk P.:** *Wodociągi i kanalizacja w planowaniu przestrzennym*. Wydawnictwo Arkady, Warszawa 1974.
8. **Szpindor A.:** *Zaopatrzenie w wodę i kanalizacja wsi*. Wydawnictwo Arkady, Warszawa 1992.
9. **Usidus D., Żuchowicki A.W.:** *Nierównomierność rozbiorów wody w nadmorskiej jednostce osadniczej – przyczyną problemów eksploatacyjnych systemu wodociągowego*. XVIII Krajowa, VI Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna „Zapotrzebowanie w wodę, jakość i ochrona wód”. Poznań, Tom II, 195-203, 2004.
10. **Żuchowicki A.W.:** *Projektowanie sieci wodociągowej i kanalizacyjnej*. Wydawnictwo Uczelniane Politechniki Koszalińskiej, Koszalin 2004.
11. Dane uzyskane z Gminnych Wodociągów i Kanalizacji w Sianowie.

Analysis of Water Use on the Selected Area of Central Pomerania – in Sianów Municipality

Abstract

The paper presents an analysis of water use on the example of selected municipality of Central Pomerania – Sianów Municipality.

In order to introduce the area covered by the research, general characteristics of the water supply in the municipality, the state of existing water – wastewater management, as well as the size of the proposed to 2013 water supply and demand balance was presented.

On the basis of data collected, needs for which water is supplied in the municipality were discussed, how developed the shares of water use for industry and for communal and living purposes for the individual settlement units belonging to the municipality and for the whole community were presented. The rate of water loss in the network and the ratio of useful use of water pumped into the network were specified. Values of unit water demand in the years 2004-2008 were also analysed.

The next stage of analysis were fluctuations of water use which occurred in Sianów municipality during analysed period of time, focusing on such elements as: seasonal variability, fluctuations in population and the nature of given settlement unit (agriculture) or presence of industry. Also attention was drawn to reasons of these variations and differences in use occurrence. Results of the analysis were referenced, also in historical dimension of development of trends of water consumption by the inhabitants of towns and villages. Situation in Sianów municipality against the province and the whole country from the point of view of water service coverage levels were described.

Analysis of water use in Sianów municipality allowed to Draw following conclusions:

- Over five years of analysed period water consumption in the municipality increased from 318 thousand of m³ to 364.7 thousand of m³. The reason for that is systematic development of water supply in the municipality and the increase in standards of living. Probably change in population size had no impact on the water use increase, because it grew only about 1%.
- Unit water consumption is lower than the standard values used in the designing and in this case the entire municipality it was 84.4 dm³/M·d as an average.
- Households are the main water customers in Sianów municipality (70%).
- Water losses in the Sianów municipality is 37% as an average, but they are as high as 60% of the total water production.



Porównanie biotycznych i abiotycznych zmian WWA w glebie nawożonej osadami ściekowymi¹

Maria Włodarczyk-Makuła
Politechnika Częstochowska

1. Wstęp

W bogatej literaturze dotyczącej obecności WWA w środowisku znajdują się także pozycje potwierdzające występowanie tych związków w glebach i osadach ściekowych. Zawartość WWA w glebach zależy od rodzaju gleby (piaszczyste, gliniaste), miejsca jej występowania (tereny narażone na zanieczyszczenia antropogenne, nie narażone, leśne,) oraz sposobu użytkowania [1÷3]. Stopień zanieczyszczenia osadów ściekowych jest ściśle związany z obciążeniem ścieków poliaromatami. Zależy więc od rodzaju ścieków (różne odpływy przemysłowe, bytowe, opadowe) oraz od stopnia zmineralizowania materii organicznej [4÷6]. Wraz przystąpieniem naszego kraju do Unii Europejskiej wzrastają wymagania odnośnie przeróbki i zagospodarowania osadów ściekowych. Po 2012 r. nie będą mogły być składowane osady zawierające ponad 5% materii organicznej [7]. Pewnym rozwiązaniem problemu zagospodarowania osadów jest wykorzystanie przyrodnicze, w tym także w rolnictwie. Wobec obecnie obowiązujących przepisów prawnych, zastosowanie osadów do nawożenia gleb niesie ze sobą konieczność monitorowania osadów i gleby na zawartość siedmiu wybranych metali ciężkich oraz organi-

¹ Badania wykonano w ramach projektu badawczego 3 T09C-033-19

zmów patogennych [8]. Należy jednak zwrócić uwagę na obecność w osadach ściekowych mikrozanieczyszczeń organicznych. Niektóre z nich znalazły się w propozycji nowelizacji dyrektywy osadowej. 86/278/EWG. Planowane jest wprowadzenie obowiązku kontroli w osadach przeznaczonych do rolnictwa takich ksenobiotyków jak WWA, chlorowcopochodne organiczne (PCB, AOX, PCDD, PCDF) oraz LAS i DEHP [7]. W odniesieniu do WWA wymienia się jedynie 11 związków, podczas gdy Amerykańska Agencja Ochrony Środowiska podaje 16 węglowodorów, które powinny być oznaczane w środowisku [9]. Problem jest o tyle istotny, że niektóre WWA zaliczane są do rakotwórczych, mutagennych i teratogennych [10÷11]. Wśród szesnastu węglowodorów wskazanych przez EPA, osiem wykazuje działanie rakotwórcze. Należy jednak podkreślić, że inne węglowodory, co do których nie potwierdzono działania toksycznego mogą w środowisku wchodzić w reakcje z innymi związkami tworząc pochodne często bardziej toksyczne [12]. WWA chociaż uważane za trwałe, w pewnych warunkach ulegają biodegradacji oraz przemianom bez udziału mikroorganizmów [12÷14]. Do przemian abiotycznych należy: ulatnianie, fotodegradacja, sorpcja, wymywanie, chemiczne utlenianie oraz reakcje przyłączenia i podstawiania. Niektóre z nich prowadzą do rozkładu WWA, a podczas np. ulatniania czy wymywania migrują jedynie do innego środowiska pozostając w stanie niezmienionym. Wobec tego ważne jest rozpoznanie przemian WWA jakim podlegają w środowisku. Celem badań było przeanalizowanie i porównanie zmian stężeń WWA, będących wynikiem abiotycznych i biologicznych procesów, w glebie z dodatkiem osadów ściekowych,

2. Metodyka badań

2.1. Materiały

Badania przeprowadzono z wykorzystaniem gleby pochodzącej z rejonu częstochowskiego. Glebę wstępnie scharakteryzowano, wykonując następujące oznaczenia: składu granulometrycznego, zawartości próchnicy, odczynu i wilgotności. Na podstawie kwasowości hydrolytycznej i sumy kationów zasadowych wyznaczono pojemność sorpcyjną. Wartości tych wskaźników określono zgodnie z przyjętą procedurą analityczną [15]. Określono także ogólną zawartość bakterii, promieniowców i grzybów.

Osady ściekowe pobrano jako próbki jednorazowe z małej oczyszczalni ścieków. Proces biologicznego oczyszczania ścieków jest tam realizowany w reaktorze biologicznym z wydzielonymi strefami: beztlenową, anoksydacyjną i tlenową. Proces przeróbki osadu obejmuje tlenową stabilizację i odwadnianie z dodatkiem polielektrolitu. Pobrano osady ustabilizowane i odwodnione. Osady wstępnie scharakteryzowano poprzez oznaczenie wilgotności, zawartości substancji organicznych oraz odczynu i zasadowości (w wyciągu wodnym). Oznaczenia wykonano z godnie z metodyką podawaną przez Hermanowicza [16].

2.2. Przebieg badań

Badania przeprowadzono w warunkach laboratoryjnych. Po wydzieleniu z gleby i osadów próbek reprezentatywnych (przez kwartowanie) oznaczono w nich zawartość początkową WWA. Uwzględniając zawartość suchej masy w glebie i osadach materiały te zostały zmieszane w proporcji 30:1. Z otrzymanej mieszaniny wydzielono 24 próbek i wzbogacono je mieszaniną standardową zawierającą 16 WWA (Accu Standard Inc. USA – PAH Mix) w mieszaninie benzenu i dichlorometanu (v/v 1:1). Stężenie poszczególnych związków w mieszaninie wzorcowej wynosiło 2000 ng/L. Do dwunastu wprowadzono azydek sodu w celu dezaktywacji mikroorganizmów. Wszystkie próbki przechowywano w warunkach laboratoryjnych w temperaturze 20°C przez okres 4 tygodni. Oznaczenia WWA wykonano na początku doświadczenia, trzykrotnie w czasie trwania w odstępach 7 dniowych oraz po jego zakończeniu, każdorazowo w dwóch powtórzeniach.

2.3. Metodyka analityczna

Analiza WWA obejmowała etap przygotowania próbek oraz chromatograficzne oznaczanie ilościowe. Wyodrębnienie matrycy organicznej z gleby, osadów i mieszaniny gleby z osadami polegało na ekstrakcji w układzie ciało stałe-ciecz. Dla gleby oraz mieszaniny gleby z osadami do ekstrakcji używano eteru naftowego. Natomiast ekstrakcję substancji organicznych z osadów prowadzono z wykorzystaniem dichlorometanu i cykloheksanu (v/v 1:5). Używano rozpuszczalników przeznaczonych do analiz chromatograficznych. Proces prowadzono metodą sonifikacji w płuczce ultradźwiękowej przez 20 minut. Następnie rozdzielano rozpuszczalniki od próbek poprzez odwirowanie w wirówce

laboratoryjnej. Otrzymane ekstrakty zatężano do objętości około 3 mL w strumieniu azotu. Z ekstraktów wydzielano WWA podczas ekstrakcji do fazy stałej w warunkach próżniowych (SPE). Kolumnienki SPE były wypełnione warstwą cyjano- oraz żelem krzemionkowym. Eluentem była mieszanina acetonitrylu i toluenu (v/v 4:1). Przypadku próbek osadu, ekstrakty oczyszczano na żelu krzemionkowym także pod próżnią. Ekstrakty zatężano ponownie w strumieniu azotu do objętości 1 mL i kierowano do analizy chromatograficznej. Analiza ilościowa WWA była wykonywana przy użyciu zestawu obejmującego chromatograf gazowy wraz ze spektrometrem masowym (GC8000/MS800 Fisons). Parametry pracy zestawu chromatograficznego były następujące: gazem nośnym był hel (70kPa), program temperaturowy od 40°C do 120°C (40°C/min) do 280°C (5°C/min) i do 280°C przez 20 min. temperatura interface – 280°C. Zastosowano kolumnę DB-5 (30m; 0,25 mm; 0,25 µm) i system integracji – MassLab. Objętość nastrzyku wynosiła 1 µL, (on column injector). Ekstrakty wprowadzano do prekolumny o długości 1,5 m. Identyfikowano i oznaczano ilościowo 16 węglowodorów, które wymieniane są przez EPA na liście związków organicznych jakie powinny być analizowane w próbkach środowiskowych. Dziesięć spośród nich jest wyróżnionych w propozycji zmiany Dyrektywy Osadowej Unii Europejskiej dotyczącej organicznych mikrozanieczyszczeń w osadach przeznaczonych do wykorzystania w rolnictwie. Granica detekcji dla poszczególnych związków wynosiła: naftalen – 0,14, acenaftylen – 0,31, acenaften – 0,43, fluoren – 0,46, fenantren – 0,59, antracen – 0,54, fluoranten – 0,30, piren – 0,22, benzo(a)antracen – 0,28, chryzen – 0,28, benzo(b)fluoranten – 0,28, benzo(k)fluoranten – 0,27, benzo(a)piren – 0,21, indeno(1,2,3,c,d)piren – 0,24, dibenzo(a,h)antracen – 0,22, benzo(g,h,i)perylene – 0,20 (µg/L). W celu weryfikacji przyjętej metodyki przygotowania próbek i oznaczania ilościowego określono odzyski poszczególnych WWA korzystając z w/w wzorcowej mieszaniny. Do oceny statystycznej wyników zastosowano test *Student-a*. Wartość teoretyczną przyjęto z tablic dla stopni swobody (n-2) i poziomu ufności 95% [17].

3. Wyniki badań i dyskusja

3.1 Badania wstępne gleby i osadów

Na podstawie wyników otrzymanych podczas analizy granulometrycznej badaną glebę można zakwalifikować do gliniastych. Była to gleba o zawartości próchnicy 5,5%, słabo kwaśna o niskiej zdolności sorpcyjnej. Odczyn pH_{KCl} był na poziomie 5,0, natomiast w wodzie wynosił 5,6. Zawartość kationów zasadowych była duża i sięgała 20 me/100 g gleby, a kwasowość hydrolityczna wynosiła 9,0% [15]. W 100 g suchej masy, ogólna ilość kolonii bakterii była na poziomie $6,4 \cdot 10^5$, $16 \cdot 10^5$ promieniowców oraz $29 \cdot 10^3$ grzybów. Wilgotność gleby wynosiła średnio 48%.

Uwodnienie osadów ściekowych było na poziomie 80%, a zawartość suchej masy organicznej wynosiła 48 g/L. Kwasowość i zasadowość cieczy nadosadowej były małe odpowiednio 0,9 i 3,6 mval/L, a odczyn był na poziomie 7,5. Na podstawie oznaczonych wskaźników można stwierdzić, że proces stabilizacji tlenowej w oczyszczalni był prawidłowo prowadzony i osady były dobrze ustabilizowane [18].

3.2 Odzysk WWA z badanych materiałów

Średni odzysk standardowej mieszaniny wprowadzonej do kontrolnej próbki gleby w celu weryfikacji metodyki analitycznej wynosił 87%. Dla poszczególnych węglowodorów wartości te wahały się od 47% dla naftalenu do 102% dla benzofluorantenów. Dla osadów ściekowych odzysk WWA średnio dla sumy 16 związków wynosił 78%. Również i w przypadku osadów najniższe wartości odnotowano dla lotnych związków 2- i 3-pierścieniowych, natomiast największe dla 5-pierścieniowych. Wartości odzysku pozostawały w granicach publikowanych przez innych autorów, którzy wyznaczyli je dla matryc środowiskowych o dużym stopniu zanieczyszczenia substancjami organicznymi [19, 20].

3.3 WWA w glebie i osadach

W pobranej glebie oraz w osadach pobranych z oczyszczalni określono zawartość WWA. Wyniki tych oznaczeń zamieszczono w tabeli 1. Na podstawie klasyfikacji gleb podanej przez Państwowy Inspektorat Ochrony Środowiska, badaną glebę można zaliczyć do „niezanieczyszczonych o podwyższonej zawartości WWA” [21].

Tabela 1. Zawartość WWA w glebie i osadach ściekowych
Table 1. Content of PAHs in soil and in sewage sludge samples

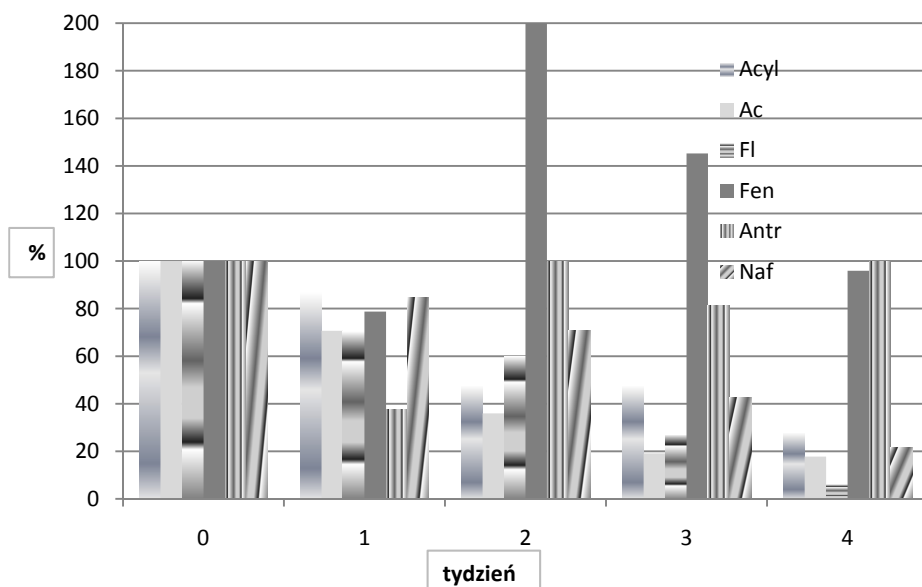
WWA PAHs	Gleba, µg/kg.s.m Soil			Osady ściekowe, µg/kg.s.m Sewage sludge		
	Próbka 1 Sample 1	Próbka 2 Sample 2	Wartość średnia Average value	Próbka 1 Sample 1	Próbka 2 Sample 2	Wartość średnia Average value
Naftalen	2,2	5,6	3,9	512	554	533
Acenaftylen	20,7	19,1	19,9	466	569	518
Acenaften	2,3	1,7	2,0	11	13	12
Fluoren	19,9	5,7	12,8	57	71	64
Fenantren	6,6	7,4	7,0	33	45	39
Antracen	7,4	7,0	7,2	33	25	29
Fluoranten	22,2	17,0	19,6	57	67	62
Piren	12,7	12,1	12,3	48	61	55
Benzo(a)antracen	8,5	11,1	9,8	15	17	16
Chryzen	47,8	44,4	46,1	101	124	113
Benzo(b)fluoranten	18,0	13,4	15,7	24	38	31
Benzo(k)fluoranten	12,9	13,3	13,1	54	59	57
Benzo(a)piren	15,0	9,4	12,2	36	43	40
Dibenzo(ah)antracen	13,8	12,8	13,3	59	93	76
Benzo(ghi)perylen	13,3	13,9	13,6	42	92	67
Indeno(123cd)piren	11,3	8,5	9,9	36	41	39
Suma WWA	234,6	202,4	218,5	1584	1912	1751

Zawartość WWA w osadach była porównywalna z oznaczanymi we wcześniejszych badaniach oraz publikowanych przez innych autorów [4, 5, 21]. Sumaryczna ilość 16 WWA nie przekraczała 2000 $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{s.m}$. W proponowanej zmianie Dyrektywy osadowej suma 11 węglowodorów nie powinna przekraczać 6000 $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{s.m}$ [7]. Ze względu na to, że nie oznaczono benzo(j)fluorantenu, który znalazł się na tej liście, nie można jednoznacznie stwierdzić, czy osady można byłoby przeznaczyć dla rolnictwa.

3.3. Zmiany WWA w mieszaninie gleby z osadami

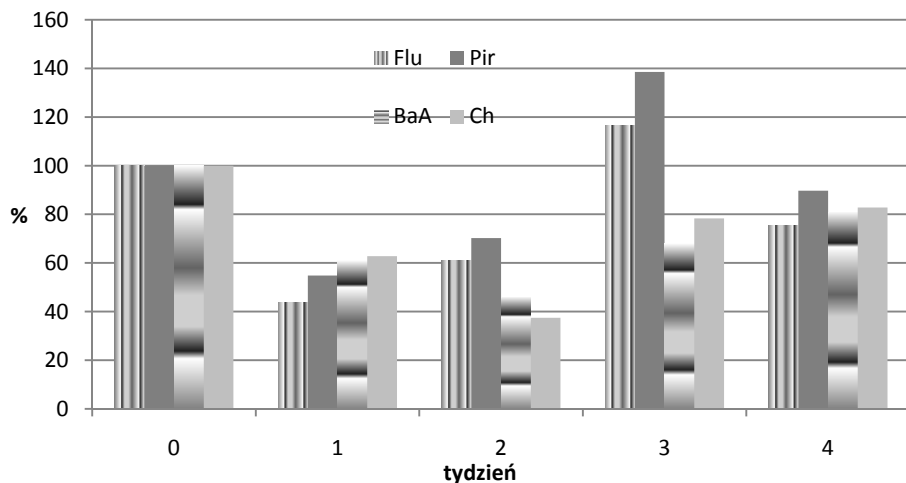
Zmiany stężenia WWA w osadach biotycznych pogrupowanych według ilości pierścieni w cząsteczce przedstawiono na rysunkach 1÷4. Po 1 tygodniu inkubacji gleby zasilonej osadami ściekowymi sumaryczne stężenie WWA było średnio o 43% mniejsze niż początkowe. Jednak ubytki poszczególnych węglowodorów były zróżnicowane. Zaobserwowano znaczny ubytek antracenu i fluorantenu (odpowiednio 63% i 57%). Po 2 tygodniach przechowywania mieszaniny odnotowano powolne obniżenie stężenia badanych węglowodorów, z wyjątkiem fenantrenu. Oznaczone stężenie tego związku było 2 krotnie większe od początkowego. W związku z tym stopień usunięcia 3-pierścieniowych WWA nie był statystycznie istotny (17%). Sumaryczna zawartość 16 związków była mniejsza od początkowej o 47%. Po kolejnych 7 dobach stężenie 16 WWA w glebie było na podobnym poziomie. Odnotowano jednak większe od początkowego stężenia fenantrenu, fluorantenu i pirenu (rys. 2). Po zakończeniu doświadczenia stopień ubytku WWA nie przekraczał 28% dla średniego stężenia sumarycznego 16 analizowanych związków. Największe ubytki, sięgające 94% odnotowano dla fluorenu, 83% dla acenaftenu i 80% naftalenu co należy wiązać z ulatnianiem. Te małowcząsteczkowe związki bowiem charakteryzują się największą wartością ciśnienia par. Straty tych węglowodorów były istotne statystycznie. Końcowe stężenie antracenu i fenantrenu było na poziomie początkowego. Stężenie tych węglowodorów wahało się podczas trwania eksperymentu. Świadczy to o przebiegu procesów rozkładu złożonych związków organicznych z jednoczesnym okresowym powstawaniem tych, które oznaczano. Należy podkreślić, że w takiej heterogennej matrycy jaką jest mieszanina gleby z osadami ściekowymi (z oczyszczalni do której dopływają ścieki o zmiennym składzie) występuje wiele związków orga-

nicznych o zróżnicowanej budowie. Spośród nich oznaczano jedynie 16 połączeń, co wynika z wytycznych EPA, które podają wybrane węglowodory jako przedstawicieli całej grupy tych połączeń organicznych. Niski stopień usunięcia, nieistotny statystycznie, odnotowano w przypadku 4-pierścieniowych połączeń. Stężenie końcowe było mniejsze od początkowego o niecałe 20%. Znaczną trwałością charakteryzowały się pozostałe węglowodory. Zmiany stężenia mogły być wynikiem złożonych przemian abiotycznych (sorpcja, reakcje z innymi składnikami) i biologicznych zachodzących jednocześnie. Mikroorganizmy mogą powodować rozkład, wykorzystać te związki do przemian metabolicznych, lecz jednym z warunków skuteczności biodegradacji jest odpowiednio długi czas inkubacji. Z drugiej strony węglowodory mogą być także uwalniane po rozpadzie komórek. W literaturze podaje się, że mogą być w nich gromadzone i po lizie komórek przedostawać się do środowiska [11].

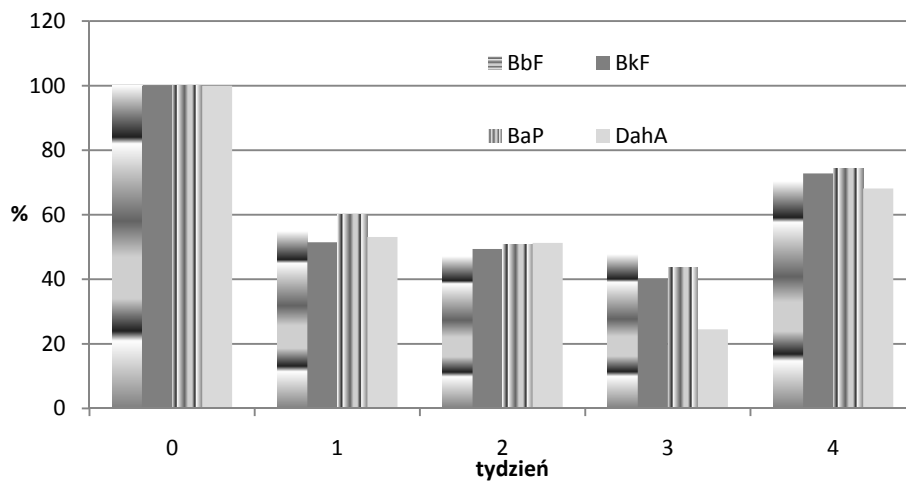


Rys. 1. Zmiany procentowe w odniesieniu do zawartości początkowej 2- i 3-pierścieniowych WWA w glebie z osadami – warunki biotyczne

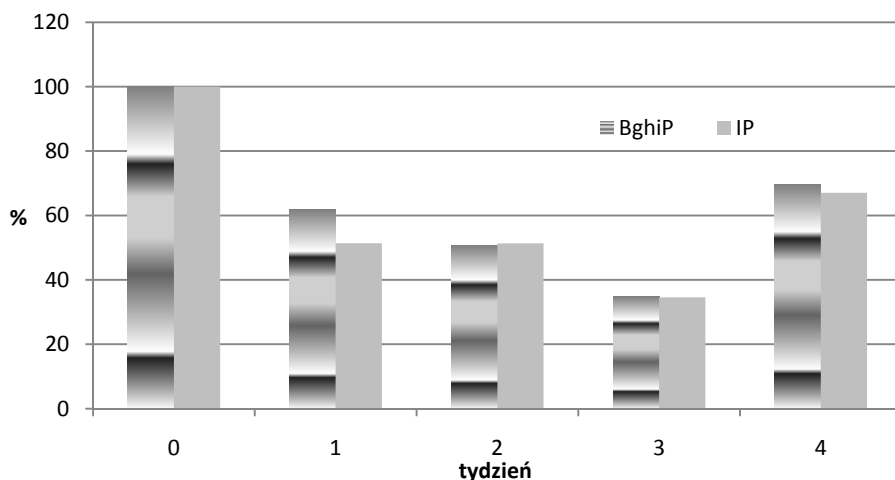
Fig. 1. Changes of 2- and 3-rings OPAHs (%) in soil and sewage sludge mixture under biotic conditions



Rys. 2. Zmiany procentowe w odniesieniu do zawartości początkowej 4-pierścieniowych WWA w glebie z osadami – warunki biotyczne
Fig. 2. Changes of 4-rings PAHs (%) in soil and sewage sludge mixture under biotic conditions



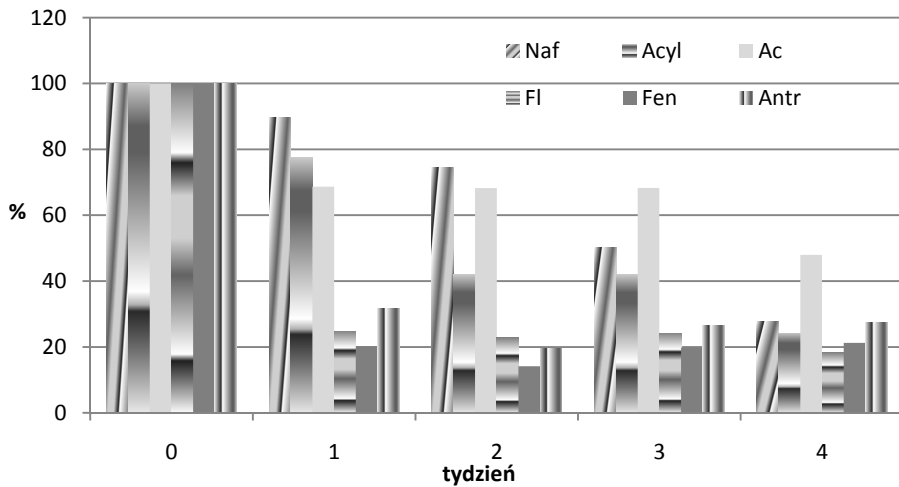
Rys. 3. Zmiany procentowe w odniesieniu do zawartości początkowej 5-pierścieniowych WWA w glebie z osadami – warunki biotyczne
Fig. 3. Changes of 5-rings PAHs (%) in soil and sewage sludge mixture under biotic conditions



Rys. 4. Zmiany procentowe w odniesieniu do zawartości początkowej 6-pierścieniowych WWA w glebie z osadami – warunki biotyczne

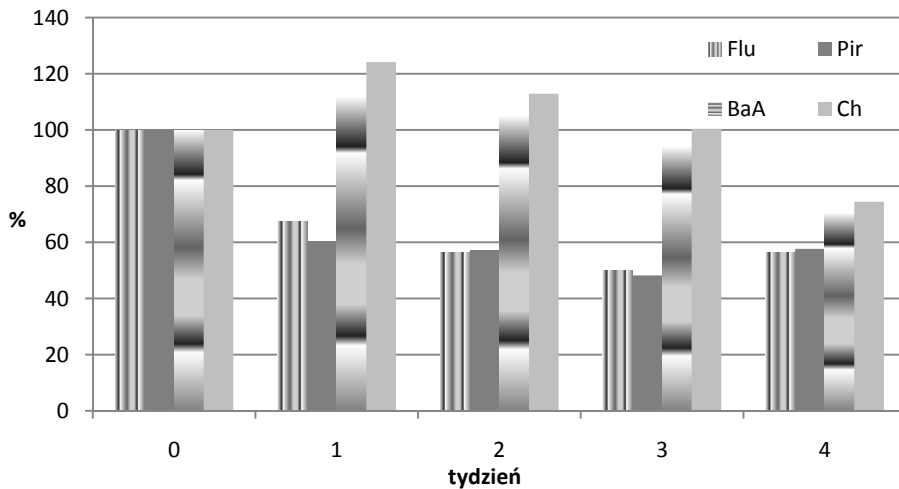
Fig. 4. Changes of 6-rings PAHs (%) in soil and sewage sludge mixture under biotic conditions

Zmiany ilościowe WWA w mieszaninie gleby z osadami podczas (w odniesieniu do zawartości początkowej) przechowywania jej przez 4 tygodnie w warunkach abiotycznych przedstawiono graficznie na rysunkach 5÷8. Po tygodniu inkubacji największe ubytki dotyczyły 3-pierścieniowych węglowodorów (66%). W nieznaczącym statystycznie stopniu zmieniły się stężenia pozostałych węglowodorów. Sumaryczne stężenie 16 WWA było na poziomie zawartości początkowej. Po 2 i 3 tygodniach trwania eksperymentu sumaryczna ilość WWA mieszaninie nie uległa znaczącym zmianom: oznaczone stężenie było 18÷20% mniejsze od początkowego. Jednak w tym samym czasie odnotowano 50% straty naftalenu i 72% straty 3-pierścieniowych węglowodorów. Stężenia pozostałych związków pozostawały na poziomie podobnym w odniesieniu do początkowego. Po 4 tygodniach ubytek sumarycznej ilości WWA wynosił średnio 26%. Straty małowcząsteczkowych węglowodorów były znaczące (72÷76%) co potwierdza możliwość ulatniania niezależnie od obecności mikroorganizmów. Nie można wykluczyć jednoczesnego przebiegu innych przemian abiotycznych, takich jak reakcje z innymi składnikami i powstawanie związków nieanalizowanych podczas badań oraz możliwości silnego sorbowania się WWA na cząstkach stałych.



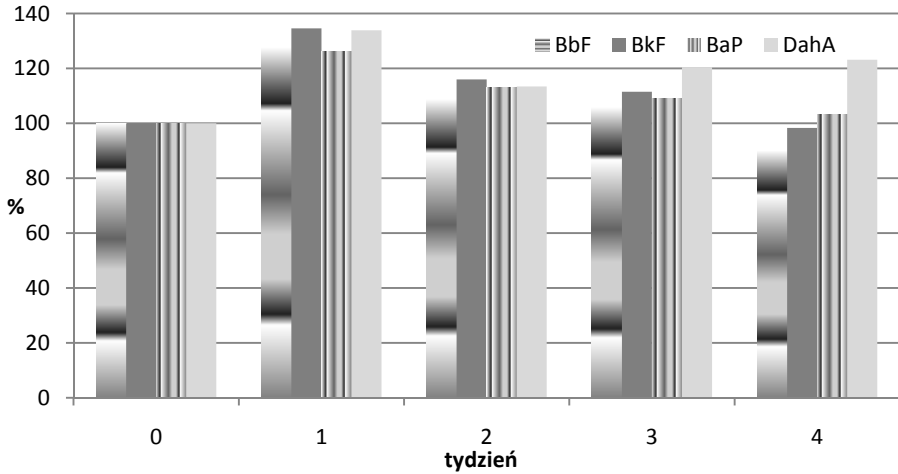
Rys. 5. Zmiany procentowe w odniesieniu do zawartosci początkowej 2- i 3-pierścieniowych WWA w glebie z osadami – warunki abiotyczne

Fig. 5. Changes of 2- and 3-rings PAHs (%) in soil and sewage sludge mixture under abiotic conditions



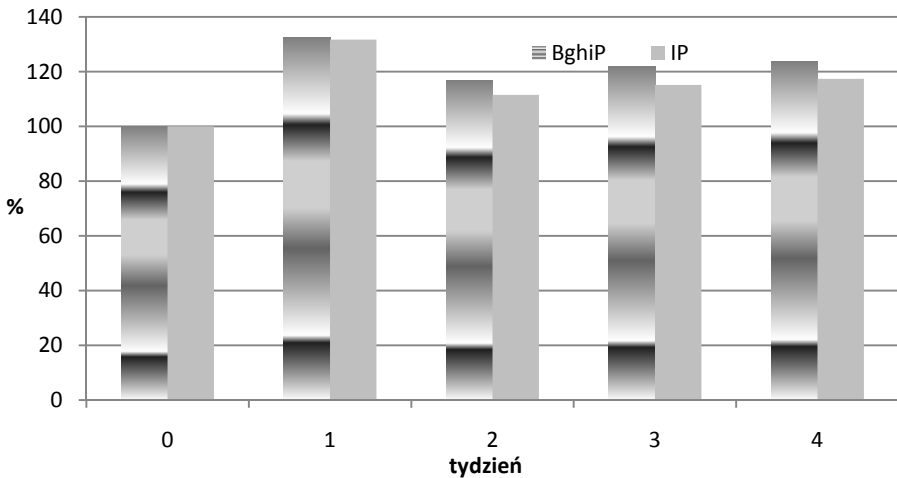
Rys. 6. Zmiany procentowe w odniesieniu do zawartosci początkowej 4-pierścieniowych WWA w glebie z osadami – warunki abiotyczne

Fig. 6. Changes of 4-rings PAHs (%) in soil and sewage sludge mixture under abiotic conditions



Rys. 7. Zmiany procentowe w odniesieniu do zawartości początkowej 5-pierścieniowych WWA w glebie z osadami – warunki abiotyczne

Fig. 7. Changes of 5-rings PAHs (%) in soil and sewage sludge mixture under abiotic conditions



Rys. 8. Zmiany procentowe w odniesieniu do zawartości początkowej 6-pierścieniowych WWA w glebie z osadami – warunki abiotyczne

Fig. 8. Changes of 6-rings PAHs (%) in soil and sewage sludge mixture under abiotic conditions

4. Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych badań w przyjętych warunkach z wykorzystaniem pobranych próbek gleby i osadów można sformułować następujące wnioski:

1. Podczas przechowywania gleby nawożonej osadami przez okres 4 tygodni następowały zmiany stężeń WWA; zróżnicowane dla poszczególnych związków.
2. W obecności mikroflory (warunki biotyczne) ubytki węglowodorów pogrupowanych według ilości pierścieni w cząsteczce wynosiły odpowiednio: naftalen – 79%, 3-pierścieniowe – 48%, 4-pierścieniowe – 19%, 5-pierścieniowe 29%, 6-pierścieniowe – 32%.
3. Porównanie zmian ilościowych WWA biotycznych i abiotycznych w glebie zasilonej osadami wskazuje na to, że podczas eksperymentu znaczenie przemian biotycznych nie było istotne statystycznie. Po 4 tygodniach inkubacji, sumaryczne stężenie WWA w mieszaninach gleby z osadami było mniejsze od początkowego o 28% i o 26% odpowiednio dla warunków biotycznych i abiotycznych.

Literatura

1. **Enell A., Reichenberg F., Warfvinge P., Ewald G.:** *A column method for determination of leaching of polycyclic aromatic hydrocarbons from aged contaminated soil.* Chemosphere 54, 707, 2004.
2. **Włodarczyk-Makula M., Janosz-Rajczyk M.:** *The impact of sludges added to the soil on the changes of selected organic pollutants.* Polish Journal of Environmental Studies, 16, 2A, 682-685, 2007.
3. **Zbytniewski R., Buszewski B.:** *Sorpcja ksenobiotyków organicznych w glebie.* Chemia i Inżynieria Ekologiczna, 7, 12, 1290-1299, 2000.
4. **Lazzari L., Sperti L., Bertin P., Pavoni B.:** *Correlation between inorganic (heavy metals) and organic (PCBs and PAHs) micropollutant concentrations during sewage sludge composting processes.* Chemosphere, 41, 427-435, 2000.
5. **Hamzawi N., Kennedy K.J., McLean D.D.:** *Anaerobic digestion of co-mingled municipal solid waste and sewage sludge.* Water Science and Technology, 38, 1998.
6. Directive of European Union 86/278/EEC.
7. Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie komunalnych osadów ściekowych. Dz. U. Nr 134 poz. 1140, 2002.

8. **Kornmuller A.; Wiesmann U.:** *Continuous ozonation of polycyclic aromatic hydrocarbons in oil/water-emulsions and biodegradation of oxidation products.* Water Science and Technology, 4-5, 107-114, 1999.
9. **Traczewska T.:** *Aspekty ekologiczne zanieczyszczenia środowiska wodnego wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi.* Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 2000.
10. **Brown G.S., Barton L.L., Thomson B.M.:** *Permanganate oxidation of sorbed polycyclic aromatic hydrocarbons.* Waste Management, 23, 737, 2003.
11. **Yakan S.D.; Karacik B., Ceylan D., Dogu S., Okay O.S., Okay O.:** *Sorption kinetics of PAH by using various sorbents.* Proceedings of the 2th International CEMEPE and SECOTOX Conference Mykonos. Greece, 1385-1390, 2009.
12. **Szymański K.:** *Wpływ składowisk odpadów komunalnych na wody podziemne.* Materiały Konferencyjne Kompostowanie i wartości użytkowe kompostu, Puławy – Warszawa, 425-443, 1999.
13. **Namieśnik J., Jamrógiewicz Z., Pilarczyk M., Torres L.:** *Przygotowanie próbek środowiskowych do analizy.* WNT, Warszawa 2000.
14. **Zgirski A., Gondko R.:** *Obliczenia biochemiczne.* PWN, Warszawa, 1998.
15. **Bień J.:** *Osady ściekowe. Teoria i praktyka.* Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, 2002.
16. **Perez S., Guillamon M., Barcelo D.:** *Quantitative analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in sewage sludge from wastewater treatment plants.* Journal of Chromatography, 938, 57-65, 2001.
17. Praca zbiorowa. *Odstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb.* Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 1995.
18. **Włodarczyk-Makula M.:** *PAHs balance in solid and liquid phase during fermentation process of sewage sludge.* Journal of Environmental Science and Health A, Vol 43, 14, 1602-1609, 2008.

Comparison of Biotic and Abiotic Changes of PAHs in Soil Fertilized with Sewage Sludge

Abstract

The Polish legislation demand control of heavy metals and pathogen organisms only in sewage sludge to be applied in the agriculture. However, the presence of toxic organic micropollutants such as PAHs in sewage sludge should be taken into account. Changes in the concentration of PAHs were analysed in this study. The digested and dewatered sewage sludge from municipal

treatment plant and soil from agriculture area were used. The concentration of the these compounds was analysed in soil samples with added sludges and after one, two, three and four weeks of incubation of samples, respectively. The samples under biotic and abiotic conditions were incubated.

16 PAHs according to EPA were determined. The extraction of the organic solvents were used. For sewage sludge samples mixture of dichloromethane and cyclohexane were used. For solid samples and mixture of solid and sewage sludge samples petrol ether as solvents were used. The extraction in ultrasonic batch were done. The extracts were separated from samples, purified on silica gel and concentrated under nitrogen stream. PAHs were determined using GC-MS. The limit of detection was in the range from 0.14 to 0.59 µg/L.

The sum of 16 PAHs in sewage sludge taken from a municipal treatment plant was in the range of 1584 to 1912 µg/kg.s.m. The content of hydrocarbons in soil was 218.5 µg/kg.s.m in average. The fluctuation in the concentration of PAHs both in the mixture of soil and sewage sludge under biotic and abiotic conditions were observed. After four weeks of the experiment in the soil supplemented with sewage sludge under biotic conditions, the contents of PAHs was lower than initial concentration of 28%. The final content of PAHs in samples under abiotic condition was lower than initial content of 26%. The fluctuations in the concentration both in the individual hydrocarbons and of the total contents were observed.



Wpływ warunków uprawy na pozyskanie biomasy wierzby energetycznej w czteroletnim cyklu¹

*Leszek Styszko, Diana Fijałkowska,
Monika Sztyma, Monika Ignatowicz
Politechnika Koszalińska*

1. Wstęp

Potrzeby biomasy w Polsce są bardzo duże. Szacuje się, że chcąc osiągnąć do 2020 roku 15% udziału energii ze źródeł odnawialnych w całkowitym bilansie energetycznym powinno pozyskiwać się jej ok. 17,5 mln ton suchej masy rocznie [4]. Elektrownie i elektrociepłownie będą potrzebowały biomasy ponad 8,3 mln ton rocznie. Potrzeby te w Polsce mogą być zaspokojone przy przeznaczeniu na ten cel powierzchni ok. 2 mln ha gruntów ornych o przeciętnej urodzajności. Obecnie na cele energetyczne przeznaczają się grunty mało urodzajne, przez wiele lat odłogowane i położone na terenach, gdzie upraw rolniczych jest mało. Dla energetyki zawodowej najbardziej przydatne są różne formy paliwa stałego, pozyskiwanego z wieloletnich plantacji roślin energetycznych szybko odrastających, np. wierzby, topoli. Potrzeby tego sektora w zakresie biomasy stałej wymagają nasadzeń wierzby na powierzchni ponad 500 tys. hektarów, a tych jest obecnie w Polsce tylko 10 tys. hektarów.

¹ Praca naukowa finansowana ze środków na naukę w latach 2008-2011 jako projekt badawczy

Dostarczanie biomasy do podmiotów skupujących i przetwórczych odbywa się w ramach umowy kontraktacyjnej w minimalnych ilościach odpowiadającym tzw. plonowi reprezentatywnemu [10]. Konsekwencją niezrealizowania umownych dostaw biomasy na potrzeby energetyki są sankcje finansowe. W związku z powyższym, dla producenta biomasy wierzby ważna jest informacja o plenności uprawianych klonów wierzby.

Celem badań była ocena plonu biomasy pędów w okresie drugiej, trzeciej i czwartej vegetacji wierzby w rejonie Koszalina, przy uprawie wierzby na glebie lekkiej, stosując różne systemy nawożenia organicznego i mineralnego.

2. Materiał i metoda

Dziewięć klonów wierzby wysadzono w I dekadzie kwietnia 2005 roku na polu doświadczalnym Politechniki Koszalińskiej – w Kościernicy, na glebie lekkiej klas IVb-V przy zagęszczeniu 33,2 tys. karp na hektarze. Na polu doświadczalnym poziom wody gruntowej był usytuowany na głębokości 950 cm. Po pierwszej vegetacji zimą 2005/2006 roku ścięto odrosty pędów.

W 2006 roku założono doświadczenie ściśle metodą losowanych podbloków w układzie zależnym w trzech powtórzeniach, gdzie podblokami I rzędu były cztery kombinacje nawozowe, a II rzędu – dziewięć klonów wierzby. Poletko miało powierzchnię 34,5 m² (2,3 x 15,0 m). W ramach kombinacji nawozowych zastosowano w 2006 roku:

- obiekty bez nawożenia (**a**),
- obiekty nawożone kompostem w ilości 15 t·ha⁻¹ (**b**),
- obiekty nawożone kompostem i nawozem Hydrofoska 16, w dawce 562,5 kg·ha⁻¹, który zawierał w czystym składniku: N – 90 kg·ha⁻¹, P₂O₅ – 90 kg·ha⁻¹ i K₂O – 90 kg·ha⁻¹) – (**c**),
- obiekty nawożone kompostem i nawozem Hydrofoska 16 w dawce 1125,0 kg·ha⁻¹, który zawierał w czystym składniku: N – 180 kg·ha⁻¹, P₂O₅ – 180 kg·ha⁻¹ i K₂O – 180 kg·ha⁻¹) – (**d**). Dawka powyższa została podzielona na dwie części i zastosowano je w odstępie miesiąca.

Przed ruszeniem vegetacji wierzby w latach 2007, 2008 i 2009 zastosowano ponownie nawożenie nawozem Hydrofoska 16 na obiektach

„c” i „d”, z pominięciem kompostu. Każdego roku zastosowano na obiektach „c” 562,5 kg·ha⁻¹ nawozu Hydrofoska 16, a na obiektach „d” – 1125,0 kg·ha⁻¹. Nawóz Hydrofoska 16, stosowano w II dekadzie kwietnia, który po wysiewie wymieszano z glebą.

W dawce 15 Mg·ha⁻¹ świeżej masy kompostu wniesiono do gleby 10 Mg·ha⁻¹ suchej masy, a w tym materii organicznej – 39,06%, azotu ogółem – 1,746% i fosforu ogółem – 1,601%, także duże ilości metali alkalicznych: 20 kg sodu, 325 kg potasu, 1102 kg wapnia i 172 kg magnezu [3].

Kompost w 2006 roku zastosowano na 7 dni przed wysiewem nawozu Hydrofoska 16, który po wysiewie wymieszano z glebą.

Do badań włączono dziewięć klonów wierzby: 1047, 1054, 1023, 1013, 1052, 1047D, 1056, 1018 i 1033, które umownie oznaczono literami A, B, C, D, E, F, G, H i K.

Zbiór pędów dokonano z 1/3 powierzchni poletka (11,5 m²) po drugiej vegetacji (luty 2008), po trzeciej vegetacji (luty 2009) oraz po czwartej vegetacji (listopad 2009). W każdym roku podczas zbioru biomasy, dokonano pomiaru plonu świeżej masy pędów.

Wyniki obrazujące plony biomasy opracowano statystycznie, z wykorzystaniem programu *Statistica*. Wykonano analizy wariancji, a istotność efektów oceniono testem F.

3. Wyniki i ich omówienie

Wegetacja klonów wierzby każdego roku rozpoczynała się w okresie II÷III dekady kwietnia. Dane o opadach w latach 2006÷2009 w okresie vegetacji wierzby przedstawiono w tabeli 1, za IHAR Oddział Bonin. Charakterystykę warunków hydrotermicznych w latach 2006÷2009 przedstawiono przy pomocy współczynnika Sielianinowa [8]:

$$K = P/0,1\sum t [1]$$

gdzie:

P – miesięczna suma opadów atmosferycznych w mm,

$\sum t$ – miesięczna suma temperatury powietrza >0°C.

Do interpretacji warunków hydrotermicznych przyjęto podział współczynnika K na kilka klas wartości, co pozwoliło na wyodrębnienie warunków ekstremalnie suchych oraz ekstremalnie wilgotnych. Przyjęto

następujące przedziały współczynnika K: skrajnie suchy – $K \leq 0,4$; bardzo suchy – $0,4K \leq 0,7$; suchy – $0,7K \leq 1,0$; dość suchy – $1,0K \leq 1,3$; optymalny – $1,3K \leq 1,6$; dość wilgotny – $1,6K \leq 2,0$; wilgotny – $2,0K \leq 2,5$; bardzo wilgotny – $2,5K \leq 3,0$ i skrajnie wilgotny $K > 3,0$. Za warunki ekstremalne przyjęto wartości K, które mieszczą się w przedziałach niższych od 0,7 (skrajnie suche i bardzo suche) oraz powyżej 2,5 (bardzo wilgotne i skrajnie wilgotne).

We wszystkich latach badań w okresie I÷XII spadło ponad 753 mm opadu, a w okresie wegetacji wierzby (IV÷X) – od 459 mm – w 2008 roku do 654 mm – w 2007 roku. Najwięcej opadów spadło w 2007 roku (1062 mm), który należy uznać za bardzo wilgotny (tab. 1). Rok 2008, z opadami 855 mm, należał do dobrze uwilgotnionego, a lata 2006 i 2009, z opadami odpowiednio – 753 mm i 787 mm były wilgotne. Charakterystyka warunków hydrotermicznych dokonana wyłącznie na podstawie opadów rocznych okazała się dla uprawy wierzby niewystarczająca, bowiem występowały okresy także skrajnie i bardzo suche, nawet w lata uznane za mokre (tab. 1).

Do uprawy wierzby energetycznej nadają się rejony, gdzie roczny opad przekracza 575 mm oraz występują gleby zaliczone do kompleksów rolniczej przydatności, takich jak: żytni bardzo dobry (4), żytni dobry (5), zbożowo-pastewny mocny (8), zbożowo-pastewny słaby (9) oraz użytki zielone słabe i bardzo słabe (3z) [5]. Doświadczenie w Kościernicy zostało zlokalizowane na glebie kompleksu żytniego dobrego, ale o bardzo głębokim poziomie wody gruntowej (950 cm). Stąd też woda opadowa praktycznie była jedynym źródłem dla wierzby, a wierzba zaliczana jest do roślin o dużych wymaganiach wodnych [1, 18].

Nierównomierność rozkładu opadów w okresie wegetacji wierzby miała także wpływ na przyrosty długości, grubości oraz liczby pędów w krzaku [16]. Brak dostępu korzeni wierzby do wody gruntowej powodowało silną reakcję roślin na stres suszy. W takich przypadkach obserwowano zamieranie pędów w krzaku po suszach wiosennych, a także wyrastanie nowych pędów po dużych opadach deszczu w lecie. Regulacja liczby pędów w krzaku wierzby, będąca wynikiem reakcji wierzby na suszę, jest czymś nowym w literaturze [9]. Dane o dynamice odrastania pędów wierzby w latach 2006÷2009 podano w innej publikacji [16].

Tabela 1. Opady w Boninie k. Koszalina w latach 2006÷2009 według IHAR Bonin [mm]

Table 1. Precipitation in Bonin near Koszalin, Poland, in the years 2006-2009 according to IHAR Bonin [mm]

Miesiąc/rok	2006	2007	2008	2009
Opady [mm]				
Σ (I÷III)	64,0	266,2	253,2	85,0
IV	62,2	34,6	64,8	11,2
V	69,8	75,0	6,4	89,0
VI	68,6	126,6	85,4	151,6
VII	21,2	203,6	55,4	103,2
VIII	233,2	74,2	135,2	47,6
IX	55,4	99,8	44,4	66,0
X	38,8	40,6	67,4	140,0
Σ (IV÷X)	549,2	654,4	459,0	608,6
Σ (I÷XII)	753,4	1062,0	855,0	787,2
Współczynnik Sielianinowa [K]				
IV	3,04	1,31	2,96	0,35
V	1,82	1,74	0,16	2,43
VI	1,39	2,43	1,78	3,58
VII	0,32	3,86	0,99	1,82
VIII	4,40	1,35	2,52	0,85
IX	1,14	2,58	1,17	1,57
X	1,22	1,66	2,39	6,64
Σ (IV÷X)	1,85	2,28	1,61	2,29

W analizie wariancji dla plonu świeżej masy pędów wykazano istotność efektów głównych oraz dla interakcji nawożenia z latami uprawy oraz nawożenia z klonami (tab. 2). W analizie za zmienność resztową przyjęto współdziałanie najwyższego rzędu (ABC). Na podkreślenie zasługuje dominująca zmienność lat uprawy (88,3% zmienności). Czynniki ten w analizie traktowano jako stały, gdyż lata uprawy nie były tożsame z latami kalendarzowymi, ale były okresem w wieloletniej uprawie wierzby. Na tle lat uprawy mniejsze okazało się znaczenie nawożenia (6,4%) oraz klonów wierzby (0,7%).

Tabela 2. Wpływ badanych czynników na zmienność plonu świeżej masy wierzby w doświadczeniu polowym w latach 2007÷2009**Table 2.** Influence of examined factors on the variability of yield of fresh mass in the field experiment in the years 2007-2009

Komponent wariacyjny	Poziomy czynnik	Struktura procentowa komponentów wariacyjnych
Rok uprawy [A]	3	88,3***
Nawożenie [B]	4	6,4***
Klony wierzby [C]	9	0,7***
Współdz. AB		0,8*
Współdz. AC		0,0
Współdz. BC		2,2**
Współdz. ABC		1,6
Suma		100,0

Istotność przy poziomie ufności: * $\alpha=0,05$; ** $\alpha=0,01$; *** $\alpha=0,001$;

Wyniki z pomiarów plonu świeżej biomasy pędów wierzby w latach 2007÷2009 zestawiono w tabeli 3. W doświadczeniu na glebie lekkiej, o bardzo głębokim poziomie lustra wody, przy dużej ilości rocznych opadów, uzyskano bardzo duże plony świeżej masy pędów wierzby (tab. 3), ale niższe niż na glebie klasy IIIb w rejonie Kwidzyna [13, 14, 17, 19]. Przyrost świeżej masy pędów w doświadczeniach własnych wahał się $13,3\div 13,6 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$, niezależnie od roku zbioru.

Nawożenie kompostem spowodowało nieistotny przyrost plonu (o $2,148 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$, tj. o 6,8%) w stosunku do obiektów bez tego nawożenia (tab.3). Na obiektach „c”, z dodatkowym stosowaniem nawozu Hydrofoska 16, w dawce $562,5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ spowodowało przyrost plonu przeciętnie o $13,05 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$, tj. o 41,1%, w stosunku do obiektów bez nawożenia tj. o 41,1%. Największe plony świeżej masy pędów uzyskano z obiektów „d” nawożonych kompostem i najwyższą dawką nawozu Hydrofoska 16 ($1125,0 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Plony te były większe przeciętnie o $18,558 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$, tj. o 58,4%, w stosunku do obiektów bez nawożenia.

Różnica w plonie świeżej masy pędów pomiędzy najwyżej (C), a najniżej plonującym klonem (E), wyniosła $8,789 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$, co stanowiło 19,6% plonu klonu C.

Tabela 3. Plon świeżej masy pędów wierzby w latach 2007÷2009 [$t \cdot ha^{-1}$]
Table 3. Yield of fresh mass of willow shoots in the years 2007-2009 [$t \cdot ha^{-1}$]

Poziomy czynnik	Rok uprawy	Nawożenie	Klony wierzby
A	27,22	31,79	44,62
B	39,87	33,94	37,52
C	53,59	44,84	44,93
D	–	50,35	42,30
E	–	–	36,15
F	–	–	40,55
G	–	–	38,64
H	–	–	39,15
K	–	–	38,18
NIR _{0,05}	2,11***	2,43***	3,65***

Istotność przy poziomie ufności: *** $\alpha=0,001$;

Tabela 4. Wpływ nawożenia na plony świeżej masy pędów w latach uprawy wierzby, przeciętnie z 9 klonów

Table 4. Effects of fertilization on yield of fresh mass of shoots during willow growing, average from 9 clones

Rok uprawy	Plon [$t \cdot ha^{-1}$] na obiektach z nawożeniem			
	a	b	c	d
2	21,17a	21,02a	30,86b	35,84c
3	31,68a	32,87a	46,68b	48,24b
4	42,52a	47,92b	56,97c	66,96d
NIR _{0,05}	4,21*			

Istotność przy poziomie ufności: * $\alpha=0,05$

W ramach roku tymi samymi literami oznaczono różnice nieistotne

Kombinacje nawozowe wyraźnie różnicowały przeciętne plony w latach uprawy wierzby, a różnice pomiędzy nimi zwiększały się w miarę upływu lat (tab. 4). Po drugim roku uprawy plony świeżej masy pędów na obiektach bez nawożenia (a) i nawożonych kompostem (b) nie różniły się istotnie, natomiast na obiektach „c” były większe o $9,69 t \cdot ha^{-1}$, tj. o 45,8%, a na obiektach „d” były większe o $14,67 t \cdot ha^{-1}$, tj. o 69,3%, niż na obiektach „a”.

Po trzecim roku uprawy plony świeżej masy pędów na obiektach bez nawożenia (a) i nawożonych kompostem (b) nie różniły się istotnie, natomiast na obiektach „c” były większe o $15,00 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, tj. o 47,3%, a na obiektach „d” były większe o $16,56 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, tj. o 52,3%, niż na obiektach „a”.

Po czwartym roku uprawy plony te na obiektach bez nawożenia (a) były istotnie mniejsze niż na nawożonych kompostem (b) o $5,40 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, tj. o 12,7%, na obiektach „c” były większe o $14,45 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, tj. o 34,0%, a na obiektach „d” były większe o $24,44 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, tj. o 57,5% niż na obiektach „a”.

Nawożenie również różnicowało plonność klonów wierzby (tab. 5). Przeciętnie z lat nawożenie kompostem nie zwiększyło istotnie plonu świeżej masy u poszczególnych klonów, mimo istnienia takiej tendencji u 7., na 9. badanych. Natomiast dodatkowe nawożenie mineralne nawozem Hydrofoska 16 u 8. klonów, na 9. badanych istotnie zwiększyło ten plon.

Tabela 5. Wpływ nawożenia na plony świeżej masy pędów klonów wierzby, przeciętnie z lat uprawy

Table 5. Effects of fertilization on yield of fresh mass of shoots of willow clones, average from years of cultivation

Klon wierzby	Plon [$\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$] na obiektach z nawożeniem			
	a	b	c	d
A	33,82a	36,10a	47,49b	61,05c
B	27,57a	32,17ab	37,03b	53,33c
C	34,24a	35,40a	59,26b	50,83c
D	37,24a	38,02ac	49,16b	44,80c
E	26,36a	26,29a	36,38b	55,54c
F	31,22a	29,93a	48,69b	52,37b
G	37,07a	39,42a	42,56a	35,46a
H	28,56a	32,05a	43,88b	52,12c
K	30,01a	36,03ab	39,05b	47,61c
NIR _{0,05}	7,29***			

Istotność przy poziomie ufności: *** $\alpha=0,001$

Klon G nie zareagował plonem świeżej masy na zróżnicowane nawożenie i dlatego można uznać go za ekstensywny. Klon G wydał bardzo duży plon na obiekcie „a” – $37,07 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$. Pozostałe klony wierzby

reagowały istotną zwyżką plonu na dodatkowe nawożenie mineralne. Z spośród pozostałych ośmiu klonów dwa klony (C i D) wydały istotnie większy plon na obiektach „c”, z niższym nawożeniem mineralnym ($562,5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ Hydrofoski 16). Pozostałe sześć klonów (A, B, E, F, H i K) istotnie większe plony wydały na obiektach „d” z największym nawożeniem mineralnym ($1125,0 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ Hydrofoski 16).

Plony świeżej masy wierzby są różne w zależności od przebiegu pogody, jakości gleby, zastosowanego nawożenia oraz długości rotacji zbioru [5, 6, 7, 13, 14, 115, 18,19]. Wszystkie rośliny energetyczne wymagają dużej ilości wody w glebie, a na przesuszenie gleby najsilniej reaguje wierzba. W lata o dużym niedoborze opadów w okresie wegetacji, wierzba z upraw nawadnianych wydała większy plon biomasy o 41% niż z nienawadnianych [9]. Plony pędów wierzby z upraw polowych są 14 razy większe niż w lesie naturalnym [11, 12], ale zależą od ilości dostępnej wody w glebie [18].

Na doświadczeniach w rejonie Kwidzyna na madzie ciężkiej, okresowo nadmiernie wilgotnej, plony biomasy były bardzo wysokie, wahały się od $34,18$ do $49,38 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ [17]. Równie bardzo duże plony świeżej masy pędów wierzby w rejonie Kwidzyna, były także przy uprawie na glebie torfowej, przy zagęszczeniu 100 tys. krzaków na hektarze. Plon biomasy wierzbowej zbieranej co 3 lata wyniósł średnio $90,81 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ [17]. W rejonie Puław w latach 2004÷2006 uzyskano mniejsze plony pędów wierzby ($11,9$ ÷ $12,9 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ suchej masy, przy wilgotności zebranego drewna $45,3$ ÷ $52,7\%$) [5]. W rejonie tym średnia suma opadów za okres 1951÷2005 wyniosła 564 mm, a za okres IV÷X – 411 mm [2]. Doświadczenie w Kościernicy k. Koszalina zostało zlokalizowane na glebie kompleksu żyniego dobrego, o bardzo głębokim poziomie wody gruntowej, gdzie opady były jedynym źródłem wody dla wierzby. W okresie wegetacji w latach 2006÷2009 spadło 459÷654 mm opadów, a w ciągu roku 753÷1062 mm. W takich warunkach plony świeżej masy pędów wierzby były zróżnicowane pomiędzy obiektami nawozowymi i wahały się w szerokich granicach: dla drugiego roku uprawy od 21,17 do $35,84 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, dla trzeciego roku – od 31,68 do $48,24 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, a dla czwartego roku – od 42,52 do $66,96 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Wykonane analizy plenności klonów w zależności od nawożenia kompostem oraz nawozem mineralnym – Hydrofoska 16, dostarczyły dowodu na celowość uprawy wierzby na glebach lekkich klasy IVb-V,

o głębokim zaleganiu wody gruntowej, ale przy znacznych opadach w okresie wegetacji. Wskazują też, że w takich warunkach należy dodatkowo zintensyfikować nawożenie, różnicując je dla poszczególnych klonów. Dane powyższe rzucają nowe światło na technologię uprawy wierzby. Wskazują ponadto, że celowe jest intensyfikowanie badań nad wierzbą, nawet na glebach lekkich, które wcześniej uznane zostały za mało przydatne do jej uprawy.

3. Wnioski

1. W rejonie Koszalina na glebie lekkiej klasy IVb-V o głębokim poziomie wody gruntowej, ale przy względnie dobrym zaopatrzeniu wierzby w wodę opadową, uzyskano wysokie plony świeżej masy pędów wierzby, od 21 do 67 ton z hektara.
2. Zastosowane kombinacje nawozowe istotnie różnicowały przeciętne plony w latach uprawy wierzby, a różnice pomiędzy nimi zwiększały się w miarę upływu lat.
3. Badane klony różnie reagowały na zastosowane nawożenie kompostem i nawozem Hydrofoska 16. Klon G nie zareagował w plonie świeżej masy pędów na zróżnicowane nawożenie. Klony C i D wydały największy plon na obiektach „c”, z niższym nawożeniem mineralnym, a pozostałe klony (A, B, E, F, H i K) najwyżej plonowały na obiektach „d”, z najwyższym nawożeniem mineralnym.

Literatura

1. **Dubas J. W., Tomczyk A.:** *Zakładanie, pielęgnacja i ochrona plantacji wierzby energetycznych*. Wydawnictwo SGGW, Warszawa, 2005.
2. **Faber A., Kuś J., Stasiak M.:** *Roślin energetyczne dla różnych siedlisk*. [W:] *Biomasa dla energetyki i ciepłownictwa szanse i problemy*. Wydawnictwo Wieś Jutra, Warszawa: 26-32, 2007.
3. **Fijałkowska D., Janowska B., Styszko L.:** *Influence of amendment of short-rotation willow plantation in the vicinity of Koszalin with sewage sludge compost on modifications of content of some metals in the soil*. *Fresenius Environmental Bulletin*, vol. 19, 2a: 327-329, 2010.
4. **Grzybek A.:** *Prognoza wykorzystania odnawialnych źródeł energii w sektorze rolnym na tle przemian*. [W:] *Rozwój energii odnawialnej na Pomorzu Zachodnim*. Praca zbior. pod red. Piotra Lewandowskiego i Władysława Nowaka. Koszalin, 8-9 grudnia 2004, 211-218, 2004.

5. **Jadczyzyn J.:** *Lokalizacja przestrzenna plantacji.* [W:] Ciechanowicz W., Szczukowski S. (red). *Paliwa i energia XXI wieku.* WSiLiZ. Oficyna wydawnicza WIT. Warszawa, 218-230, 2006.
6. **Juliszewski T., Kwaśniewski D., Baran D.:** *Wpływ wybranych czynników na przyrosty wierzby energetycznej.* Inż. Roln. 12, 225-232, 2006.
7. **Kuś J., Matyka M.:** *Produkcja biomasy na cele energetyczne jako alternatywny kierunek produkcji.* Wieś Jutra 8/9, 8-10, 2008.
8. **Molga M.:** *Meteorologia rolnicza.* PWRiL Warszawa, 1986.
9. **Podlaski S., Choluj D., Wiśniewski G.:** *Kryteria wyboru roślin energetycznych do uprawy w określonych warunkach przyrodniczych.* Wieś Jutra 8-9, 15-17, 2009.
10. Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 26 lutego 2009 w sprawie plonów reprezentatywnych roślin energetycznych w 2009 r. Dz. U., nr 36, poz. 283, 2009.
11. **Staffa K.:** *Studia nad szybko rosnącymi wierzabami jako surowcem dla przemysłu celulozowo-papierniczego. Cz. II.* Hodowla Rośl. Aklim. i Nas. 9(2): 180-224, 1965.
12. **Staffa K.:** *Studia nad szybko rosnącymi wierzabami jako surowcem dla przemysłu celulozowo-papierniczego. Cz. III.* Hodowla Rośl. Aklim. i Nas. 9(3): 320-338, 1965.
13. **Stolarski M., Szczukowski S., Tworkowski J.:** *Produktywność klonów wierzb krzewiastych uprawianych na gruntach ornych w zależności od częstotliwości zbioru i gęstości sadzenia.* Fragm. Agron. 2, 39-51, 2002.
14. **Stolarski M., Szczukowski S., Tworkowski J., Bieniek A.:** *Productivity of willow coppice Salix spp under contrasting conditions.* EJPAU 12(1), Agronomy, #10, 2009. <http://ejpau.media.pl/volume12/issue/art-10.html>.
15. **Styszko L., Fijałkowska D., Sztyma M.:** *Plonowanie klonów wierzby krzewiastej (Salix ssp.) w zróżnicowanych warunkach uprawy na terenach odłogowanych na Pomorzu Środkowym.* PAN KPZK Warszawa, Biul. 238, 172-181, 2008.
16. **Styszko L., Fijałkowska D., Sztyma M.:** *Wpływ warunków pozyskania biomasy na odrastanie pędów wierzby energetycznej w czteroletnim cyklu.* Rocznik Ochrona Środowiska Tom. 12. Koszalin, w druku, 2010.
17. **Szczukowski S., Tworkowski J.:** *Produktywność oraz wartość energetyczna biomasy wierzb krzewiastych Salix sp. na różnych typach gleb w pradolinie Wisły.* Post. Nauk Rol. 2: 29-35, 2001.
18. **Szczukowski S., Tworkowski J., Stolarski M. J.:** *Wierzba energetyczna.* Wyd. Plantpress, Kraków, 2004.
19. **Szczukowski S., Tworkowski J., Stolarski M., Przyborowski J.:** *Plon biomasy wierzb krzewiastych pozyskiwanych z gruntów rolniczych w cyklach jednorocznych.* Fragm. Agron. 2, 5-18, 2004.

Effect of Cultivation Conditions on the Acquisition of Willow Biomass in the Four-year Cycle

Abstract

Providing biomass for collecting and processing companies is regulated by a cultivation contract in the minimum quantities corresponding to the so-called representative yield. The consequence of non-execution of contractual supply of biomass for energy are financial sanctions. Accordingly, for the manufacturer of willow biomass it is important to know about yield of cultivated willow clones.

The aim of this study was to assess the yield of biomass of shoots during the second, third and fourth vegetation of willow in the region of Koszalin, at willow cultivation on light soil, using different systems of organic and mineral fertilization. The study evaluated the yield of willow in the four-year cycle in nine clones cultivated on light soil of class IVb-V, using compost from sewage sludge and different doses of fertilizer Hydrofoska 16. Nine clones of willow were planted in the first decade of April 2005 on the Technical University of Koszalin experimental field – in Kościernica.

In 2006 the strict experience of randomized sub blocks in the dependent system in three replications, where sub blocks of level I were four combinations of fertilizer, and level II – nine willow clones was established. Plot had an area of 34.5 m² (2.3 x 15.0 m).

Harvest the shoots was carried out from 1/3 of plot (11.5 m²) after second vegetation (February 2008), after third vegetation (February 2009) and after fourth vegetation (November 2009). In each year during the harvest of biomass, yield of fresh mass of shoots was measured.

In the region of Koszalin in the growing season of willow (April-October) in the years 2006-2009 precipitation was 459-654 mm, at annual precipitation of 753-1062 mm. The relatively good supply of willow in rainwater, with deep groundwater level (950 cm), allowed to obtain satisfactory yields of fresh mass of shoots, from 21 to 67 tonnes per hectare.

Applied fertilizer combinations significantly differentiated average yield of fresh biomass during years of willow cultivation, and the differences between them were steadily increasing over the years. Examined clones responded differently to fertilization with compost and Hydrofoska 16 fertilizer. Clone G did not react in the yield of fresh mass to the variable fertilization. Clones C and D gave the highest yield on the objects 'c' with less mineral fertilizer and remaining clones (A, B, E, F, H and K) yielded most in objects 'd', with the largest mineral fertilization.



Ocena suszy meteorologicznej na terenach pogórniczych w rejonie Konina

Piotr Stachowski

Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

1. Wstęp

Opady atmosferyczne są procesem meteorologicznym najbardziej zmiennym w czasie i przestrzeni. Więcej opadów niż przeciętnie, występowało w Polsce najbardziej w drugiej połowie XII wieku oraz pierwszych połowach XVI i XVIII wieku. Natomiast najbardziej sucho niż przeciętnie było w drugiej połowie XIII wieku oraz w pierwszej połowie XIX wieku. W pozostałych okresach prawdopodobnie warunki zbliżone były do przeciętnych [8]. Susza w Polsce ma charakter anomalii atmosferycznej związanej z okresem bezopadowym lub powtarzającymi się opadami mniejszymi od średnich. Suszę należą do zjawisk atmosferycznych i hydrologicznych, które pojawiają się okresowo i w różnych porach roku. Jak wskazuje **Łabędzki i Leśny** [6] w 30-leciu 1976-2006 wystąpiły dotkliwe serie lat suchych w okresie 1982-84 i 1989-92, a ponadto susza atmosferyczna wystąpiła w roku 1976, 1994, 2000, 2002, 2003, 2005 i 2006r. W okresie 1951-2006 stwierdzono 30 susz atmosferycznych, których łączny czas trwania wyniósł 30% analizowanego okresu to jest 200 miesięcy. Ich częstości, czasu trwania i nasilenia nie można przewidzieć, a terminu wystąpienia nie sposób przewidzieć [5]. Aby móc skutecznie przeciwdziałać negatywnym skutkom susz i podejmować odpowiednie działania prewencyjne, należy dysponować odpowiednimi,

sprawdzonymi i wiarygodnymi wskaźnikami niedoboru opadu i intensywności suszy, przydatnymi w jej operacyjnym monitorowaniu [3]. Znaczna część wskaźników suszy, opisana w literaturze i stosowana przy monitorowaniu suszy w różnych regionach świata, opiera się na wielkości opadu atmosferycznego. Należy do nich wskaźnik standaryzowanego opadu (*Standardized Precipitation Indem, SPI*), zaproponowany przez **McKee i in** [7] i aktualnie jest stosowany do operacyjnego monitorowania suszy w USA przez Narodowe Centrum Zapobiegania Suszy. W Europie wykorzystywany jest m.in. na Węgrzech, we Włoszech, w Hiszpanii, jak również w Polsce na Kujawach. Podobnie, jak względny wskaźnik *RPI*, obliczanie wskaźnika *SPI* opiera się na wieloletnich ciągach opadu w określonym przedziale czasu.

Analiza przebiegu elementów meteorologicznych w okresie wegetacyjnym jest ważna z punktu widzenia rolnictwa, gdyż zalicza się je do istotnych czynników plonotwórczych. W tym celu należy badać również zmienność warunków termicznych i pluwiometrycznych w wieloleciu, opierając się na wybranych wskaźnikach, które je charakteryzują (sumy temperatur, wskaźnik hydrotermiczny Sielianiowa) [2]. Szczególnie ważne jest to na terenach pogórnicych, na których prowadzone są zabiegi rekultywacji i zagospodarowania rolniczego, gdzie występuje opadowo-retencyjny reżim wodny, w którym jedynym źródłem zaopatrzenia roślin w wodę są opady atmosferyczne. Zwierciadło wody gruntowej zalega bardzo głęboko i nie ma wpływu na uwilgotnienie wierzchnich warstw gruntów pogórnicych [10].

Celem pracy było określenie częstości występowania suszy meteorologicznej, o różnej intensywności, w okresach wegetacyjnych w wieloleciu (1966-2008), na podstawie względnego wskaźnika opadu (*RPI*), wskaźnika standaryzowanego opadu (*SPI*) i dodatkowo za pomocą standaryzowanego klimatycznego bilansu wodnego (KBW_s) w miesiącach wybranych, charakterystycznych okresach wegetacyjnych oraz porównanie tych wskaźników, jako kryteriów oceny suszy.

2. Materiał i metody badań

W pracy wykorzystano 43-letnie (1966-2008) ciągi danych meteorologicznych obejmujących wartości temperatury i wysokości opadów atmosferycznych w okresach wegetacyjnych (IV-IX). Dane pochodziły z:

- Stacji synoptycznej IMGW w Kole,
- Własnego posterunku opadowego w Pątnowie,
- Stacji meteorologicznej KBW Konin w Kleczewie od 2001 roku.

Stacja synoptyczna w Kole działa od 1945 roku, natomiast własny posterunek opadowy został założony na potrzeby własnych badań i obserwacji terenowych, na zwałowisku wewnętrznym odkrywki „Pątnów”. Od 2001 roku wykorzystano dane z automatycznej stacji meteorologicznej „Milas 500” fińskiej firmy „Vaisala”, działającej na potrzeby Kopalni Węgla Brunatnego „Konin”(rys.1).

Do oceny okresu suszy zastosowano obliczenia przy pomocy wskaźnika względnego opadu RPI, wyrażanego w procentach jako stosunek sumy opadu P w danym okresie do wartości średniej wieloletniej \bar{P} w tym samym okresie:

$$RPI = \frac{P}{\bar{P}} \cdot 100\%$$

Klasyfikacje okresów suszy na podstawie wyżej wymienionego wskaźnika przeprowadzono wg kryteriów **Kaczorowskiej** [4], (tab.1).

Tabela 1. Klasy suszy według wskaźnika względnego opadu RPI

Table1. Drought classes according to relative precipitation index RPI

Rodzaj okresu Type of period	RPI w – RPI in	
	Miesiącu, month	roku, kwartale, year, quarter
Ekstremalnie suchy	0÷24,9%	0÷49,9%
Bardzo suchy	25,0÷49,9%	50,0÷74,9%
Umiarkowanie suchy	50,0÷74,9%	75,0÷89,9%
Łagodna susza	75,0÷125,9%	90,0÷110,9%

Ze względu na niedobór opadu, ocenę suszy przeprowadzono na podstawie wartości SPI, według kryteriów stosowanych przez U.S. National Drought Mitigation Center, zmodyfikowanych przez **Bąka i Łąbedzkiego** [3]:

$$SPI = \frac{f(P) - \mu}{\delta}$$

gdzie:

SPI – wskaźnik standaryzowanego opadu;

$f(P) = \sqrt[3]{P}$ – przekształcona suma opadów;

μ – średnia wartość znormalizowanego ciągu opadów;

δ – średnie odchylenie standardowe znormalizowanego ciągu opadów.

Tabela 2. Klasy suszy według wskaźnika standaryzowanego opadu SPI

Table 2. Drought classes according to standardised precipitation index SPI

Rodzaj okresu Type of period	SPI SPI in
Ekstremalnie suchy – extremely dry	$\leq -2,00$
Bardzo suchy – very dry	$-1,99 \div -1,50$
Umiarkowanie suchy – moderately dry	$-1,49 \div -0,49$
Łagodna susza – mild	$-0,49 \div 0,49$

Dokonano klasyfikacji suszy według czterech klas: ekstremalna, silna, umiarkowana, łagodna susza.

Do oceny warunków termicznych i pluwiometrycznych, w trzech wybranych do szczegółowej analizy okresach wegetacyjnych, zastosowano współczynnik hydrotermiczny Sieliana inowa w postaci:

$$k = \frac{P \cdot 10}{\sum t}$$

gdzie:

P – suma miesięczna opadów atmosferycznych w mm,

$\sum t$ – suma średnich dobowych temperatur powietrza > 0 °C.

Charakterystykę wilgotnościową miesięcy określono za **Skowerą i Pułą** [9] w zależności od wartości k :

- skrajnie suchy – $k \leq 0,4$
- bardzo suchy – $0,4 < k \leq 0,7$
- suchy – $0,7 < k \leq 1,0$
- dość suchy – $1,0 < k \leq 1,3$
- optymalny – $1,3 < k \leq 1,6$
- dość wilgotny – $1,6 < k \leq 2,0$

- wilgotny – $2,0 < k \leq 2,5$
- bardzo wilgotny – $2,5 < k \leq 3,0$
- skrajnie wilgotny – $k > 3,0$

Ocenę suszy meteorologicznej, na podstawie standaryzowanego klimatycznego bilansu wodnego (KBW_s), dokonano szczegółowo w wybranych trzech charakterystycznych okresach wegetacyjnych, wyznaczonych na podstawie krzywej prawdopodobieństwa wystąpienia opadów według metody decyli Dębskiego. Uwzględnia on zarówno wielkość opadu atmosferycznego, jak i meteorologiczne warunki parowania i dlatego nadaje się do monitorowania susz na terenach rolniczych [5].

- okres wegetacyjny suchy – 2008 roku,
- okres wegetacyjny normalny (średni) – 1998 roku,
- okres wegetacyjny mokry – 1996 roku,

Klimatyczny bilans wodny (KBW) obliczono jako różnicę między sumą opadów i sumą ewapotranspiracji wskaźnikowej w okresach miesięcznych:

$$KBW = P - ET_p,$$

gdzie:

P – opad atmosferyczny (mm),

ET_p – ewapotranspiracja wskaźnikowa, potencjalna (mm), obliczona ze wzoru Penmana-Monteitha [1].

Po sprawdzeniu, że klimatyczny bilans wodny można traktować jako zmienną losową o rozkładzie normalnym, wskaźnik ten poddano standaryzacji i obliczono standaryzowany klimatyczny bilans wodny (KBW_s), obliczony na podstawie równania:

$$KBW_s = \frac{KBW - \overline{KBW}}{d(KBW)}$$

gdzie:

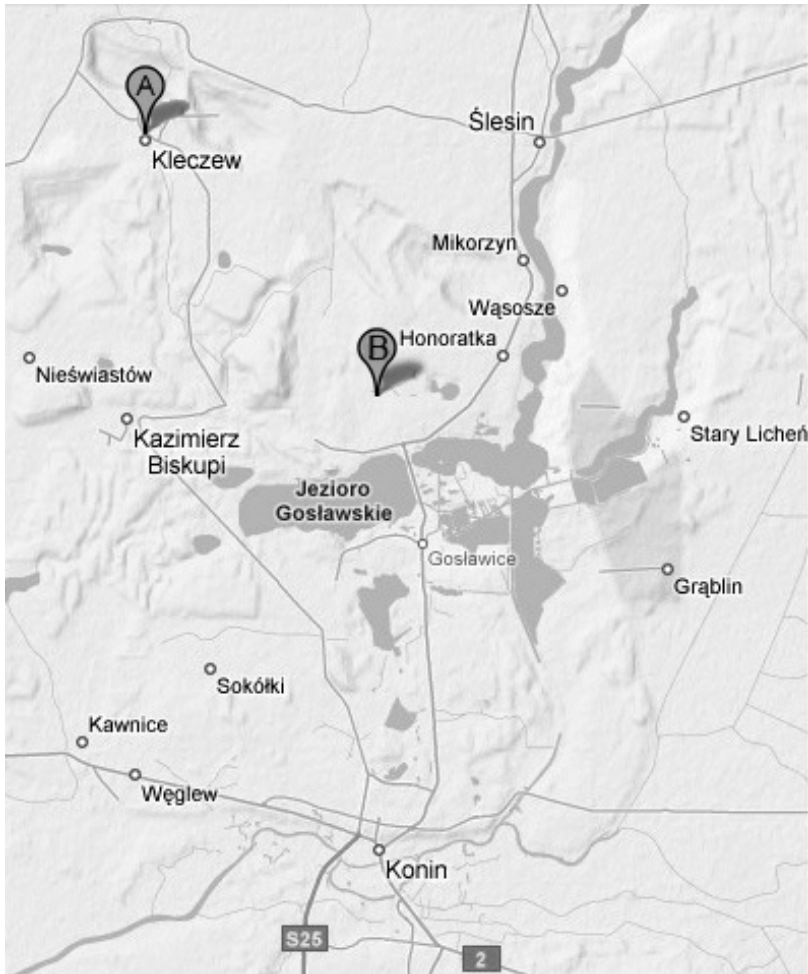
KBW – klimatyczny bilans wodny w okresie miesiąca w mm,

\overline{KBW} – średni wieloletni klimatyczny bilans wodny w mm,

$d(KBW)$ – odchylenie standardowe klimatycznego bilansu wodnego w mm.

2.1. Charakterystyka terenu badań

Średnia roczna temperatura powietrza na tym terenie wynosi $9,2^{\circ}\text{C}$. W półroczu letnim wynosi $15,9^{\circ}\text{C}$, natomiast w półroczu zimowym $2,5^{\circ}\text{C}$. W okresie wegetacyjnym średnia temperatura powietrza z wielolecia jest zbliżona do średniej w półroczu letnim.



Rys. 1. Lokalizacja posterunków opadowych w Kleczewie (A) oraz Pątnów (B) na terenach pogórnicych w okolicach Konina

Fig. 1. Location of rain gauges in Kleczew (A), in Pątnów (B) in the postmining areas in the Konin region

Tereny objęte oceną suszy zlokalizowane są: pierwszy w południowej części zwałowiska wewnętrznego odkrywki „Pątnów”, na którym prowadzone są zróżnicowane zabiegi rekultywacji i zagospodarowania rolniczego. Na obiekcie tym wydzielonych zostało 5 powierzchni doświadczalnych o zróżnicowanym rolniczym użytkowaniu gruntów: sukcesja naturalna, lucerna siewna, żyto ozime, ugór zielony i czarny ugór. Od roku hydrologicznego 1992/1993 prowadzone są na tych powierzchniach przez pracowników Katedry Melioracji, Kształtowania Środowiska i Geodezji UP w Poznaniu badania i obserwacje terenowe nad wpływem rekultywacji i wieloletniego użytkowania rolniczego na podstawowe właściwości fizyczne, chemiczne, biologiczne i wodne gleb powstających z gruntów pogórnicznych. Drugi obiekt badawczy położony jest na zwałowisku wewnętrznym odkrywki „Kazimierz Północ”. Po zakończeniu w 1998 roku rekultywacji technicznej, na zwałowisku przeprowadzono rekultywację rolniczą, a obecnie teren zagospodarowany jest rolniczo, na którym uprawia się: lucernę, pszenicę ozimą, rzepak oraz jęczmień jary.

3. Wyniki badań

3.1. Ocena suszy meteorologicznej

Klimat Niziny Wielkopolskiej wykazuje charakterystyki przejściowe pomiędzy klimatem morskim, a kontynentalnym. Wiąże się to z napływem na ten teren odpowiednich mas powietrza. Średnio rocznie w 75% napływa tu powietrze polarno-morskie znad północnego Atlantyku, odznaczające się stosunkowo dużą wilgotnością. Jego napływ zmniejsza dobowe amplitudy temperatur, często zwiększa zachmurzenie i przynosi opady. Masy powietrza polarno-kontynentalnego (7%) napływają ze wschodu i charakteryzują się małą wilgotnością. Masy powietrza arktycznego (16%) znad Europy Północnej napływają do nas przeważnie w zimie i przyczyniają się do formowania pogody bardzo zimnej. Powietrze zwrotnikowe (2%) wpływające znad Wysp Azorskich lub Małej Azji Półwyspu Bałkańskiego przynosi gwałtowne ocieplenia w zimie i w lecie.

Jak podaje **Woś** [11] w rejonie Konina można wyróżnić aż siedem okresów pogodowych, które rozpatrywane w okresie wieloletnim można określić mianem sezonów klimatycznych. W okresie wegetacyjnym są to:

- wiosna, która trwa od ostatnich dni marca do II dekady kwietnia (25 dni),
- późna wiosna (trwa 40 dni) od II dekady kwietnia do końca maja,
- lato (trwa 105 dni) od końca maja do II dekady września, z najliczniejszymi dniami ciepłymi, z pogodą pochmurną bez opadu, którego częstość pojawienia się określono na 40%. Około 27% wszystkich dni lata cechuje pogoda ciepła, z notowanym opadem. Większość dni w roku (210 dni) cechuje brak opadu, a z opadem w ciągu roku przeciętnie około 155 dni [11]. Średnia roczna suma opadów z wielolecia 1966-2008 wynosi 517 mm, na półrocze zimowe przypada 37% (190 mm) tej wartości. Średnia z wielolecia suma opadów w okresie wegetacyjnym wynosi 320 mm.

Jednym z elementów monitorowania suszy jest ocena jej intensywności. Nasilenie suszy oceniono na podstawie różnych kryteriów – wskaźników suszy. Przyjęte kryterium wpływa na wynik określania częstości okresów suchych. W pracy przeanalizowano ciąg 43 letnich (1966–2008) danych meteorologicznych dotyczących okresu wegetacyjnego (IV–IX), pochodzących z dwóch stacji pomiarowych zlokalizowanych w rejonie Konina (rys.1). Na ich podstawie obliczono wskaźnik standaryzowanego opadu (*SPI*) i wskaźnik względnego opadu (*RPI*). W zakresie ujemnych wartości tych wskaźników wyodrębniono cztery klasy suszy (tab. 1. i 2.).

Częstości występowania poszczególnych klas susz według wskaźników *RPI* oraz *SPI* z wielolecia 1966-2008 przedstawiono w tabeli 3, gdzie:

Klasa suszy – Drought class:

	Ekstremalna, sucha, extremely dry, symbol – (es)
	Bardzo sucha, very dry – (bs),
	Umiarkowanie sucha, moderately dry – (s),
	Łagodna susza, normalny okres, average – (p),

Tabela 3. Klasy suszy meteorologicznej w okresie wegetacyjnym w latach 1966-2008 według wskaźników *RPI* i *SPI*

Table 3. Meteorological drought classes in vegetation period in the years 1966-2008 according to *RPI* i *SPI* indices

lp.	Okres we- getacyjny (IV-IX)	Suma opadu P (mm)	<i>RPI</i> [%]	<i>SPI</i> [-]	Klasa suszy met. wg	
					<i>RPI</i>	<i>SPI</i>
1	1966	266	83,91	-0,55		
2	1967	393	123,97	0,93		
3	1968	291	91,8	-0,22		
4	1969	211	66,56	-1,34		
5	1970	395	124,61	0,95		
6	1971	313	98,74	0,05		
7	1972	341	107,57	0,37		
8	1973	271	85,49	-0,48		
9	1974	398	125,55	0,98		
10	1975	321	101,26	0,14		
11	1976	299	94,32	-0,12		
12	1977	358	112,93	0,56		
13	1978	350	110,41	0,47		
14	1979	235	74,13	-0,98		
15	1980	347	109,46	0,44		
16	1981	286	90,22	-0,29		
17	1982	190	59,94	-1,68		
18	1983	203	64,04	-1,47		
19	1984	331	104,42	0,26		
20	1985	411	129,65	1,11		
21	1986	246	77,6	-0,82		
22	1987	355	111,99	0,53		
23	1988	229	72,24	-1,07		
24	1989	166	52,37	-2,1		
25	1990	290	91,48	-0,24		
26	1991	358	112,93	0,56		
27	1992	210	66,25	-1,36		

Tabela 3. cd.

Table3. cont.

lp.	Okres we- getacyjny (IV-IX)	Suma opa- du P (mm)	<i>RPI</i> [%]	<i>SPI</i> [-]	Klasa suszy met. wg	
					<i>RPI</i>	<i>SPI</i>
28	1993	345	108,83	0,42		
29	1994	245	77,29	-0,84		
30	1995	364	114,83	0,63		
31	1996	603	190,22	2,79		
32	1997	428	135,02	1,28		
33	1998	318	100,32	0,11		
34	1999	340	107,26	0,36		
35	2000	413	130,28	1,13		
36	2001	444	140,06	1,44		
37	2002	419	132,18	1,19		
38	2003	235	74,13	-0,98		
39	2004	233	73,5	-1,01		
40	2005	259	81,7	-0,64		
41	2006	372	117,35	0,71		
42	2007	373	117,67	0,72		
43	2008	174	54,89	-1,96		

Na podstawie przedstawionych w tabeli 3 wskaźników suszy *RPI* i *SPI* można stwierdzić, iż największa susza meteorologiczna, w wieloleciu (1966–2008) na terenach pogórnicych w rejonie Konina, wystąpiła w okresie wegetacyjnym roku 2008, gdzie była ona ekstremalna (według wskaźnika *SPI*). Natomiast według wskaźnika *RPI* silna susza meteorologiczna wystąpiła również w okresach wegetacyjnych lat: 1969, 1979, 1982, 1983, 1988, 1989 1992, 2003, 2004 i 2008 roku. Ocena silnej suszy meteorologicznej znalazła potwierdzenie na podstawie wskaźnika *SPI*, tylko w okresach wegetacyjnych lat: 1982 i 2008, który uwzględnia niedobór opadów.

Wyraźnie większą częstość występowania okresów wegetacyjnych z silną suszą wykazał wskaźnik *RPI*, niż wskaźnik *SPI* (tab. 3). Różnice te mają przyczynę w sposobach zaliczania poszczególnych okresów do poszczególnych klas suszy. Kryteria Kaczorowskiej oparte na

wskaźniku *RPI* są łagodniejsze w ocenie okresów suszy i dlatego też częstość występowania okresów suchych badanych tym wskaźnikiem jest większa niż w przypadku wskaźnika *SPI*, który opiera się na ostrzejszych kryteriach zaliczania okresów niedoboru opadu do określonych klas susz. Według wskaźnika *SPI*, aby zakwalifikować dany okres wegetacyjny do odpowiedniej klasy suszy, niedobór opadu w tym okresie musi być większy. Następnie do oceny klas suszy wytypowano trzy okresy wegetacyjne, charakterystyczne dla wielolecia:

- okres wegetacyjny suchy – 2008, z sumą opadów 174 mm, niższą od średniej z wielolecia o 146 mm i prawdopodobieństwie wystąpienia 1%,
- okres wegetacyjny normalny (średni) – 1998, z sumą opadów wynoszącą 317mm,
- okres wegetacyjny mokry – 1996, z sumą opadów 602mm, wyższą od średniej z wielolecia o 282mm i o prawdopodobieństwie wystąpienia 99%.

Dla okresu wegetacyjnego 1996 roku, uznanego według sumy opadów (602 mm) jako mokry, w kwietniu określono suszę ekstremalną według wskaźnika *SPI*, natomiast wskaźnik *RPI* i *KBW_s* ten sam okres wskazały jako suszę umiarkowaną (tab.4). Wystąpienie suszy w tym czasie związane było z sumą opadów w półroczu zimowym roku hydrologicznego 1995/96, w którym suma opadów (105mm) była niższa od średniej z wielolecia o 85mm.

Zgodność obu wskaźników w ocenie klasy suszy, potwierdziła się w czerwcu, w którym pojawiła się susza umiarkowana. W pozostałych miesiącach nie zanotowano susz. W maju okresu wegetacyjnego normalnego 1998 roku, wskaźnik *RPI* określił suszę umiarkowaną, a wskaźnik *SPI* ten sam okres określił jako silną suszę (tab. 5). W czerwcu stwierdzono suszę ekstremalną (według wskaźnika *SPI*) oraz wystąpienie silnej suszy według wskaźnika *RPI*. Pojawienie się okresów suszy w tym czasie związane było z niższymi od średnich z wielolecia sumami opadów w tych miesiącach odpowiednio o 20mm (w maju) i 30 mm (w czerwcu). W pozostałych miesiącach nie wystąpiło zjawisko suszy.

Tabela 4. Klasy suszy meteorologicznej w poszczególnych miesiącach okresu wegetacyjnego 1996 roku

Table 4. Meteorological drought classes in individual months of vegetation period of 1996

Okres	Suma opadu w okresie [mm]	Klasa suszy meteorologicznej według wskaźników:		
		KBW _s	RPI	SPI
1.04-30.04	23			
1.05-31.05	141			
1.06-30.06	34			
1.07-31.07	211			
1.08-31.08	70			
1.09-30.09	124			

Tabela 5. Klasy suszy meteorologicznej w poszczególnych miesiącach okresu wegetacyjnego 1998 roku

Table 5. Meteorological drought classes in individual months of vegetation period of 1998

Okres	Suma opadu w okresie [mm]	Klasa suszy meteorologicznej według wskaźników:		
		KBW _s	RPI	SPI
1.04-30.04	68			
1.05-31.05	32			
1.06-30.06	23			
1.07-31.07	63			
1.08-31.08	51			
1.09-30.09	81			

W okresie wegetacyjnym suchym 2008 roku wskaźniki *RPI*, *SPI* i *KBW_s* nie wykazały zgodności między sobą. Susze ekstremalne według wskaźnika *SPI* wystąpiły w kwietniu, maju, sierpniu oraz wrześniu. Natomiast według wskaźników *RPI* i *KBW_s* silne susze wystąpiły w maju i sierpniu 2008 roku. Umiarkowana susza wystąpiła w lipcu według wskaźnika *SPI* (tab.6). Pojawienie się w tych miesiącach okresu wegetacyjnego 2008r. większej ilości susz ekstremalnych i bardzo silnych,

związane było z wystąpieniem niższych od średnich z wielolecia sum opadów w maju (o 35 mm), lipcu (o 48 mm), sierpniu (o 30 mm) oraz wrześniu o 29 mm. Natomiast średnia temperatura powietrza w tych miesiącach była wyższa od średniej z wielolecia odpowiednio o 1,0°C (maj), 2,9°C (lipiec), 1,9°C (sierpień).

Tabela 6. Klasy suszy meteorologicznej w poszczególnych miesiącach okresu wegetacyjnego 2008 roku

Table 6. Meteorological drought classes in individual months of vegetation period of 2008

Okres	Suma opadu w okresie [mm]	Klasa suszy meteorologicznej według wskaźników:		
		KBW _s	RPI	SPI
1.04-30.04	39			
1.05-31.05	16			
1.06-30.06	7			
1.07-31.07	29			
1.08-31.08	64			
1.09-30.09	19			

Szczegółowa analiza wartości wskaźników *RPI*, *SPI* i *KBW_s* w charakterystycznych okresach wegetacyjnych w wieloleciu 1966-2008 wykazała, że uwzględnienie meteorologicznych warunków parowania w postaci ewapotranspiracji potencjalnej, spowodowało w większości miesięcy i całych okresów wegetacyjnych złagodzenie oceny intensywności suszy według wskaźnika *KBW_s* w stosunku do wskaźników *RPI* i *SPI*. Nastąpiło przesunięcie okresów suszy do niższej klasy suszy. Zatem standaryzowany wskaźnik klimatycznego bilansu wodnego (*KBW_s*), uwzględniający obok opadu atmosferycznego również ewapotranspirację potencjalną, odzwierciedlający możliwości parowania wody w danym okresie, wnosi dodatkową informację o kształtowaniu się warunków wodnych danego obszaru.

Do szczegółowej oceny warunków termicznych i pluwiometrycznych w wybranych z wielolecia, charakterystycznych okresach wegetacyjnych lat 1996, 1998 i 2008, wykorzystano współczynnik hydrotermiczny Sielianinowa [9]. Na podstawie wartości współczynnika także

wyznaczono okresy suszy, za które w tym przypadku uważa się czas, gdy roślina zużywa na parowanie dwukrotnie większą ilość wody niż otrzymuje z opadów. Wyniki przeprowadzonych obliczeń umieszczono w tabelach 7,8 i 9. Według hydrotermicznego współczynnika Sieliani-nowa w okresie wegetacyjnym zaliczonym do mokrego pod względem sumy opadów 1996 roku, w kwietniu i sierpniu pojawiły się okresy z suszą, a czerwiec był bardzo suchy (tab.7).

Tabela 7. Charakterystyka wilgotnościowa miesięcy okresu wegetacyjnego 1996 r. w zależności od wartości współczynnika hydrotermicznego Sielianinowa

Table 7. Humidity characteristic of months of vegetation period of 1996 depending on the value of the Sielianinov hydrothermal coefficient

Okres period	Wartość współczynnika Sielianinowa (k) w poszczególnych miesiącach okresu wegetacyjnego 1996 r. Values of the Sielianinov hydrothermal coefficient (k) in the months of the vegetation period of 1996	Charakterystyka wilgotnościowa miesięcy wg Skowery i Puły w zależności od wartości k Humidity characteristic of the months according to Skowera and Puła depending on the value of k
1.04-30.04	0,9	suchy – dry
1.05-31.05	3,1	skrajnie wilgotny – very humid
1.06-30.06	0,6	bardzo suchy – very dry
1.07-31.07	4,0	skrajnie wilgotny – very humid
1.08-31.08	1,2	dość suchy – quite dry
1.09–30.09	3,9	skrajnie wilgotny – very humid

Związane to było z wystąpieniem sum opadów niższych od średnich z wielolecia w tych miesiącach odpowiednio o 10 mm, 20 mm i 10 mm (sierpień), a przede wszystkim wyższą od średniej z wielolecia temperaturą powietrza odpowiednio o 0,4°C, 0,6 i 0,8°C. Natomiast w pozostałych miesiącach tj. w maju, lipcu oraz wrześniu występowało skrajne uwilgotnienie gruntów pogórnicych, związane z wyższymi od średniej z wielolecia sumami opadów: w maju o 90 mm, w lipcu o 134 mm i w wrześniu o 76 mm.

W średnim okresie wegetacyjnym 1998 roku, tylko początek i koniec tego okresu charakteryzował się optymalnym uwilgotnieniem.

Natomiast niższe od średniej z wielolecia sumy opadów w pozostałych miesiącach okresu wegetacyjnego, odpowiednio o 20 mm (maj), 30 mm (czerwiec), 24 mm (lipiec) oraz 12 mm (sierpień) w połączeniu z wyższą od średniej temperaturą powietrza, o 1,2 °C (maj), 0,6°C (czerwiec) oraz 1,0°C, spowodowały pojawienie się okresów suszy (tab. 8).

Wybrany do analizy okres wegetacyjny (IV-IX) 2008 roku, z sumą opadów 174 mm, niższą od średniej z wielolecia o 146 mm, można zaliczyć do suchego i ciepłego, gdyż temperatura powietrza była wyższa o 0,9°C od średniej z wielolecia.

Tabela 8. Charakterystyka wilgotnościowa miesięcy okresu wegetacyjnego 1998 r. w zależności od wartości współczynnika hydrotermicznego Sielianinowa

Table 8. Humidity characteristic of months of vegetation period of 1998 depending on the value of the Sielianinov hydrothermal coefficient

Okres, period	Wartość współczynnika Sielianinowa (<i>k</i>) w poszczególnych miesiącach okresu wegetacyjnego 1998 r. Values of the Sielianinov hydrothermal coefficient (<i>k</i>) in the months of the vegetation period of 1998	Charakterystyka wilgotnościowa miesięcy wg Skowery i Puły w zależności od wartości <i>k</i> Humidity characteristic of the months according to Skowera and Puła depending on the value of <i>k</i>
1.04-30.04	2,2	wilgotny – humid
1.05-31.05	0,7	bardzo suchy – very dry
1.06-30.06	0,4	skrajnie suchy – very dry
1.07-31.07	1,2	dość suchy – quite dry
1.08-31.08	1,0	suchy – dry
1.09-30.09	2,0	dość wilgotny – quite humid

Wystąpienie susz w tym okresie związane było z niższymi od średnich z wielolecia sumami opadów w maju (o 35 mm), czerwcu (o 46 mm) i lipcu (o 48 mm), oraz wyższymi od średniej z wielolecia temperaturami powietrza w tych miesiącach odpowiednio o 1,0°C i 2,9°C i 1,9°C. Również na końcu analizowanego okresu w rezultacie niższej sumy opadów we wrześniu (o 29mm), stwierdzono przesuszenie wierzchniej warstwy gruntów pogórnicznych (tab. 9).

Tabela 9. Charakterystyka wilgotnościowa miesięcy okresu wegetacyjnego 2008 r. w zależności od wartości współczynnika hydrotermicznego Sielianinowa

Table 9. Humidity characteristic of months of vegetation period of 2008 depending on the value of the Sielianinov hydrothermal coefficient

Okres period	Wartość współczynnika Sielianinowa (k) w poszczególnych miesiącach okresu wegetacyjnego 2008 r. Values of the Sielianinov hydrothermal coefficient (k) in the months of the vegetation period of 2008	Charakterystyka wilgotnościowa miesięcy wg Skowery i Puły w zależności od wartości k Humidity characteristic of the months according to Skowera and Puła depending on the value of k
1.04-30.04	0,9	suchy – dry
1.05-31.05	0,4	skrajnie suchy – very dry
1.06-30.06	1,1	dość suchy – quite dry
1.07-31.07	0,2	suchy – dry
1.08-31.08	0,3	suchy – dry
1.09-30.09	0,4	suchy – dry

Przeprowadzona szczegółowa analiza warunków termicznych i pluwiometrycznych według współczynnika hydrotermicznego Sielianinowa w wybranych, charakterystycznych okresach wegetacyjnych potwierdziła, że uwilgotnienie wierzchnich warstw gruntów pogórnicych kształtowane było przede wszystkim pod wpływem przebiegu warunków meteorologicznych a w szczególności rozkładu i wysokości opadów atmosferycznych. Również wysokość temperatur powietrza wpłynęła na wystąpienie suszy w poszczególnych miesiącach wybranych okresów wegetacyjnych. Analiza wykazała także, że żaden miesiąc w tych okresach wegetacyjnych nie należał do klasy miesięcy optymalnych ($1,3 \leq k \leq 1,6$). Wartości współczynnika hydrotermicznego Sielianinowa pozwoliły znaleźć potwierdzenie wystąpienia susz w charakterystycznych okresach w badanym wieloleciu.

Kryteria Kaczorowskiej oparte na wskaźniku *RPI* są łagodniejsze w ocenie okresów suszy i dlatego też częstość występowania okresów suchych badanych tym wskaźnikiem jest większa niż w przypadku wskaźnika *SPI*, który opiera się na ostrzejszych kryteriach zaliczania

okresów niedoboru opadu do określonych klas susz. Niedobór opadu musi być większy, aby zakwalifikować go do odpowiedniej klasy suszy według wskaźnika *SPI*.

Szczegółowa analiza wartości wskaźników *RPI*, *SPI* i *KBW_s* w charakterystycznych okresach wegetacyjnych w wieloleciu 1966-2008 wykazała, że uwzględnienie meteorologicznych warunków parowania w postaci ewapotranspiracji potencjalnej, spowodowało w większości miesięcy i całych okresów wegetacyjnych złagodzenie oceny intensywności suszy według wskaźnika *KBW_s* w stosunku do wskaźników *RPI* i *SPI*, wykorzystujących tylko opad atmosferyczny. Nastąpiło przesunięcie okresów suszy do niższej klasy suszy. Zatem standaryzowany wskaźnik klimatycznego bilansu wodnego (*KBW_s*), uwzględniający obok opadu atmosferycznego również ewapotranspirację potencjalną, odzwierciedlający możliwości parowania wody w danym okresie, wnosi dodatkową informację o kształtowaniu się warunków wodnych danego obszaru. Wskaźnik klimatycznego bilansu wodnego (*KBW_s*), w zależności od wielkości ewapotranspiracji potencjalnej (wskaźnikowej), może łagodzić ocenę suszy bądź ją zaostrzyć, w stosunku do wskaźników opartych tylko na opadzie (*RPI* i *SPI*).

4. Podsumowanie

Na podstawie ciągów opadowych w okresach wegetacyjnych lat od 1966 do 2008 roku w rejonie Konina, wyznaczono klasy suszy, posługując się trzema wskaźnikami suszy. Do oceny okresu suszy wybrano wskaźnik względnego opadu *RPI*, wskaźnik standaryzowanego opadu *SPI*, oraz standaryzowany klimatyczny bilans wodny *KBW_s*. W zakresie ujemnych wartości tych wskaźników wyodrębniono cztery klasy susz: łagodna, umiarkowana, silna i ekstremalna. Do szczegółowej analizy okresów suszy wybranych z wielolecia, charakterystycznych okresów wegetacyjnych korzystano również ze współczynnika hydrotermicznego Sielianiowa.

Na podstawie przedstawionych wskaźników suszy *RPI* i *SPI* można stwierdzić, iż największa ekstremalna (według wskaźnika *SPI*) susza meteorologiczna, w analizowanym wieloleciu na terenach pogórnicych w rejonie Konina, wystąpiła w okresie wegetacyjnym roku 1989. Natomiast według wskaźnika *RPI* silna susza meteorologiczna wystąpiła rów-

niez w okresach wegetacyjnych lat: 1969, 1979, 1982, 1983, 1988, 1989, 1992, 2003, 2004 i 2008 roku. Silna susza meteorologiczna znalazła potwierdzenie na podstawie wskaźnika *SPI* tylko w okresach wegetacyjnych lat: 1982 i 2008, który uwzględnia niedobór opadów. Wyraźnie większą częstość występowania okresów wegetacyjnych z silną suszą wykazał wskaźnik *RPI*, niż wskaźnik *SPI*. Różnice te mają przyczynę w sposobach zaliczania poszczególnych okresów do poszczególnych klas suszy.

Jak wykazał współczynnik Sielianinowa, ani jeden miesiąc w trzech analizowanych, charakterystycznych okresach wegetacyjnych nie należał do klasy miesięcy optymalnych ($1,3 \leq k \leq 1,6$). Otrzymane wartości współczynnika hydrotermicznego Sielianinowa potwierdziły występowanie susz w charakterystycznych okresach w analizowanym wieloleciu.

Wyniki badań wykazały, że wskaźniki opadu względny i standaryzowany (*RPI* i *SPI*) są przydatne do monitorowania suszy atmosferycznej, natomiast w przypadku suszy rolniczej bardziej wiarygodne wyniki oceny jej intensywności daje zastosowanie standaryzowanego klimatycznego bilansu wodnego (*KBW_s*), gdyż wskaźnik ten uwzględnia meteorologiczne warunki ewapotranspiracji.

Literatura

1. **Allen R., Jensen M.E., Wright J., Burman R. D.:** *Operational estimates of reference evapotranspiration*. Agron. J., 81, 650-662, 1989.
2. **Bartoszek K., Banasiewicz I.:** *Agrometeorologiczny charakterystyka okresu wegetacyjnego 2005 w rejonie Lublina na tle wielolecia 1951-2005*, Acta Agrophysica, nr 9 (2) 275-283, Lublin 2007.
3. **Bąk B., Łabędzki L.:** *Standaryzowany klimatyczny bilans wodny jako wskaźnik suszy*, Acta Agrophysica, nr 3 (1) 117-124, Lublin 2004.
4. **Kaczorowska Z.:** *Opady w Polsce w przekroju wieloletnim*. Polska Akademia Nauk. Instytut Geografii. Prace Geograficzne, nr 33., Warszawa ss109, 1962.
5. **Kanecka-Geszke E., Smarzyńska K.:** *Ocena suszy meteorologicznej w wybranych rejonach agroklimatycznych Polski przy użyciu różnych wskaźników*, Acta Scientiarum Polonorum Formatio Circumiectus, nr 6 (2) 41-50, Kraków 2007.
6. **Łabędzki L., Leśny J.:** *Skutki suszy w rolnictwie obecnie i przewidywane w związku z globalnymi zmianami klimatycznymi*. Wiad. Mel. i Łąk. Nr 1: 7-9, 2008,

7. **McKee T.B., Doesken N.J., Kleist J.:** *The relationship of drought frequency and duration to time scales.* Proc. of the 8th Conference of Applied Climatology, 17-22 January 1993, Anaheim, California, s. 179-184. 1993.
8. **Przybylak R.:** *Zmiany klimatu Polski i Europy w ostatnich stuleciach.* Kosmos 57:3-4s. 195-208, 2008,
9. **Skowera B., Puła J.:** *Skrajne warunki pluwiotermiczne w okresie wiosennym na obszarze Polski w latach 1971-2000,* Acta Agrophysica, nr 3 (1): 171-177, Lublin 2004.
10. **Szafrański Cz., Stachowski P.:** *Zmiany zapasów wody w wierzchnich warstwach rekultywowanych rolniczo gruntów pogórnicznych.* Roczn. AR Pozn. 294, Melior. Inż. Środ. 19, cz. 2, s. 211-221. 1998.
11. **Woś A.:** *Stosunki mikroklimatyczne w rejonie Konina w świetle częstości występowania różnych typów pogody.* Roczn. AR Pozn. CCCXVII, Rolnictwo 56: 35-51, 2000.

Assessment of Meteorological Droughts on the Postmining Areas in the Konin Region

Abstract

Assessing drought severity is an element of drought monitoring. The severity of drought may be assessed by using various indices as drought criteria. The choice of the criterion affects the result of determining the frequency of dry periods in a given severity class. An analysis of 43-year-long (1966-2008) meteorological records concerning vegetation periods (April-September) and coming from two meteorological stations located in Konin region was used to calculate the relative precipitation index (*RPI*), and the standardized precipitation index (*SPI*). Based upon the mentioned above indicators classification of drought identifies four classes of drought: no drought, moderate, strong and extreme. Using *RPI*, the number of vegetation periods with strong drought appeared to be greater compared to *SPI*. These differences are caused by the classification of different periods to four classes of drought.

In three separate analysis of vegetation periods (1996, 1998 and 2008) the characteristics of the pluviotermic conditions were established by the Sielianinov coefficient, the indexes mentioned above and using the standardized climatic water balance *KBWs*. The detailed analysis of the indexes *RPI*, *SPI* and *KBWs* during characteristic vegetation periods for the years 1966-2008 showed less drought severity using *KBWs* in comparison with *RPI* and *SPI*. Drought periods were shifted to a lower drought class. Therefore the standardized climatic water balance *KBWs* shows the possibilities of water evaporation during

particular periods and informs additionally about the forming of water conditions in this area.

Sielianinow coefficient shows that, no month in three analyzed characteristic vegetation periods did not belong to class of optimal months ($1.3 \leq k \leq 1.6$). Obtained values of Sielianinow hydrothermal coefficient confirmed occurrence of droughts in the typical periods of analyzed multi-year.

The analysis confirmed that the relative precipitation index and the standardized precipitation index are useful to monitoring the meteorological drought. However in the case of agriculture drought, it is more reliable to assess its severity by using the standardized climatic water balance because this index takes into consideration the meteorological conditions of evapotranspiration.



Aromaterapia jako wspomaganie w psychopedagogice

Agnieszka Hłobił, Izabela Piecuch
Politechnika Koszalińska

1. Wstęp

Właściwości lecznicze aromatów wyprodukowanych z ziół, kwiatów i owoców są znane od wielu lat i ich zastosowanie w ogólnie rozumianej terapii nie jest nowością [1, 3, 5, 9, 13÷15, 21, 22, 25÷27, 29, 32].

Psychopedagogika jako dyscyplina naukowa zajmująca się badaniem procesów psychicznych [32] wiele projektów terapii i treningów opiera się na terapii przez zapach. W wachlarzu swoich metod z uwagi na właściwości lecznicze i terapeutyczne często korzysta z aromaterapii rozumianej jako terapia przez zapach, która wykorzystuje naturalne olejki eteryczne w leczeniu i profilaktyce zdrowotnej [24]. Dzięki doznaniom zmysłowym płynącym z naturalnych olejków następuje redukcja lęku pobudzenie lub wyciszenie, poprawa samopoczucia, ożywienie i odświeżenie umysłu, wyostrenie zmysłów i poprawa zdolności koncentracji. Zalecana jest szczególnie wśród odbiorców, jakimi są osoby niepełnosprawne intelektualnie.

Niepełnosprawność intelektualna jest jednym z najczęściej obserwowanych zaburzeń neuropsychicznych i stanowi ogromny i poważny problem w zakresie szeroko rozumianej ochrony zdrowia [5, 16, 32].

Według definicji Światowej Organizacji Zdrowia niepełnosprawność intelektualna to istotne obniżenie ogólnego poziomu funkcjonowania intelektualnego oraz trudności w zachowaniu przystosowawczym.

W ramach badań przedstawionych w niniejszej publikacji podjęto próbę określenia wpływu zapachów wyprodukowanych olejków na sposób zachowania, przyswajania wiedzy i wykonywanie określonych zadań oraz reakcji osób niepełnosprawnych intelektualnie.

Odnosząc ochronę zdrowia do ochrony środowiska, tzw. rozwój zrównoważony, istotne w osiągnięciu tego celu wydaje się usystematyzowanie poszczególnych zadań:

- ochrona środowiska (przyrody),
- inżynieria środowiska,
- prawo ochrony środowiska,
- ekonomika ochrony środowiska,
- ochrona zdrowia.

Odwołując się szerzej do związku między tzw. rozwojem zrównoważonym – poprzez ochronę środowiska do ochrony zdrowia można zauważyć także, iż funkcją rozwoju dobrobytu społeczeństwa jest także profilaktyka i leczenie w tym także stworzenie warunków rozwoju chociaż quasi intelektualnego i odpowiedniej opieki nad osobami niepełnosprawnymi intelektualnie [4], których celem było określenie wpływu zapachów wyprodukowanych olejków na zachowanie osób niepełnosprawnych intelektualnie. niniejsza publikacja stanowi prezentację uzyskanych wyników badań ujmujących badaną rzeczywistość w postaci deskrypcji i eksplikacji, a także współzależności występowania cech.

W trosce o realizację kierunków działań w myśl ochrony zdrowia podjęto badania aromaterapii w zakresie psychopedagogiki.

Dzięki zmysłom poznajemy świat. Wzrok, smak, dotyk, słuch i węch dostarczają nam informacji o bezpośrednim otoczeniu. każdy bodziec przepływający przez mózg wywołuje odpowiednią reakcję – zarówno fizyczną jak i psychiczną. Tak samo jest z węchem. W codziennym życiu nawet nie zdajemy sobie sprawy z tego, ile informacji zawdzięczamy naszemu nosowi. Doznania węchowe działają na nas na wielu poziomach. Instynktownie lubimy miejsca i osoby, które ładnie pachną. wspomnienia zapachów są nam często bliższe niż wspomnienia wyglądu. Zapach działa też bezpośrednio na nasz organizm. odpowiednio dobrane aromaty poprzez stymulację różnych impulsów nerwowych mogą wywołać stan uspokojenia lub euforii, zrelaksować mięśnie czy zmienić frekwencję fal mózgowych. Aromaterapia choć rzadko stosowana w izolacji, potrafi

przynieść niezwykle efekty terapeutyczne. Odbiorcami tego typu terapii są osoby niepełnosprawne intelektualnie, autyści, z Zespołem Downa, chorzy psychicznie [2]. Oferta wrażeń płynących z określonego bodźca ma stworzyć przyjemne dla osoby niepełnosprawnej środowisko, w którym zbierze ona doświadczenia odmienne od przeżywanych na co dzień – zmysły mają być używane nie tylko w swej szerokości ale i głębokości. Proste oddanie się działaniu bodźców poczucie ich na sobie samym – odczuwanie i przeżywanie – są już celem samym w sobie. Publikacje fachowe podkreślają, iż stres i napięcie nerwowe często towarzyszą osobie niepełnosprawnej, często wynikają ze specyfiki jej życia. Specjalnie przygotowana aromaterapia może w znacznym stopniu zmniejszyć lęk i napięcie nerwowe szczególnie u osób z autyzmem i Zespołem Downa [28]. Naturalne olejki eteryczne wprowadzane przez drogi oddechowe i skórę wykazują dużą skuteczność w leczeniu i profilaktyce zdrowotnej.

Lotne cząstki związków zapachowych i składniki olejków eterycznych za pomocą receptorów węchowych w błonie śluzowej nosa docierają do mózgu skutecznie łagodząc lub eliminując między innymi bóle mięśni, stres, nerwice, poprawiają samopoczucie. Zapachy przenikają do krwi jako lecznicze substancje chemiczne, a z nią do wszystkich organów ciała. Wykazują właściwości aseptyczne, bakteriobójcze, przeciwwirusowe i przeciwzapalne. Poprawiają nastrój i podnoszą kondycję zdrowotną ciała. Zapach wiąże się również z pamięcią emocjonalną. Drogi węchowe i struktury odpowiedzialne za emocje znajdują się bowiem w mózgu blisko siebie. Zapach wpływa często w podświadomy sposób na wspomnienia i odczucia. To prawdopodobnie, dlatego w niektórych miejscach czujemy się dobrze, a w obecności pewnych osób stajemy się spokojni [24].

Dzięki właściwościom olejków możemy pobudzać u osób niepełnosprawnych intelektualnie zmysł węchu poprzez różne inhalacje z wykorzystaniem lampek i kominków aromaterapeutycznych, nawilzaczy powietrza oraz wykorzystywać olejki do stymulacji przez dotyk podczas masażu. Dzięki różnym zapachom oraz właściwościom olejków możemy otworzyć dziecku poznanie nowych doświadczeń oraz wyeliminować różne bóle mięśni, stawów, bóle głowy. Olejki zalecane są przy schorzeniach narządów wewnętrznych (co często występuje u dzieci głęboko upośledzonych umysłowo) skuteczne w leczeniu dróg oddechowych a także gdy chcemy pobudzać dziecko (olejki cytrynowe, rozmarynowe) lub relaksować (olejki lawendowe, rumiankowe) [16].

2. Przegląd literatury – zarys

2.1. Olejki eteryczne

Bazą realizacji badań omówionych w niniejszej publikacji są olejki eteryczne, które wytwarza się z różnych ziół, owoców oraz szeroko rozumianych roślin.

Olejkami eterycznymi nazywa się ciekłe, najczęściej o dużej lepkości oraz wonne mieszaniny związków organicznych [10, 11, 12]. W skład każdego olejku eterycznego wchodzi co najmniej kilkanaście składników – związków chemicznych należących przeważnie do tzw. grupy terpenów, tj. połączeń hydroaromatycznych oraz do grupy związków alifatycznych o długich łańcuchach węglowych. Najważniejszymi i charakterystycznymi składnikami olejków eterycznych są najczęściej połączenia tlenowe – tj. estry, alkohole alifatyczne lub terpenowe, aldehydy, ketony, tlenki i laktony [10]. Przykładowo, często używane do rozpylania przyjemnych zapachów w pomieszczeniach (mieszkaniach, biurach) używane są olejki eteryczne drzew iglastych – noszą one nazwę właśnie olejków terpentynowych.

Olejki terpentynowe są często stosowane i dostępne w sklepach kosmetycznych, drogeriach oraz w sklepach zielarskich. Także w Polsce dosyć powszechnie stosowane i dostępne są olejki z rośliny zwanej tują (łac. *Thujae*) i mają one dużo składników występujących także w oleju terpentynowym otrzymanym z drzew liściastych [11].

Powyżej wymienione dwa przykłady olejków eterycznych pochodzą w naszych warunkach z roślin dostępnych, a więc w miarę tanich. Oczywiście powszechność stosowania olejków, a więc na dużą skalę, przyjmując standardowo w ogólnie dostępnej aromaterapii w oddziaływaniach psychopedagogicznych musi nakazywać poszukiwanie możliwie najtańszych surowców do ich produkcji; takimi surowcami mogą być także skórki owoców cytrusowych, anyż oraz imbir [10].

Jak wiadomo produkcja olejków eterycznych w świecie z różnych roślin jest powszechna, ogólnie znana aczkolwiek co do szczegółów chroniona tajemnicą producenta; stąd m.in. utrzymuje się np. długa trwałość zapachów z najdroższych perfum [10]. Krajami, producentami najcenniejszych olejków eterycznych są kraje o klimacie zwrotnikowym i kraje posiadające tereny na których wahania temperatury w skali roku nie są zbyt duże [10].

Stosunkowo niewiele jest olejków produkowanych w krajach o klimacie kontynentalnym – a więc takich, w których wahania temperatury są duże. Powszechnie przyjmuje się, iż głównym producentem olejków eterycznych w Europie jest Francja. Odnosi się to w szczególności do terenów położonych nad morzem śródziemnym, gdzie panują doskonałe warunki klimatyczne, co spowodowało, iż rozwinął się tam przemysł produkcji olejków, głównie z kwiatów, w ogromnej skali. Niezależnie od kwiatów i roślin z rodzimych plantacji francuskich, tamtejszy przemysł przerabia także znaczne ilości importowanych surowców olejkodajnych. Przemysł olejków naturalnych uzupełnia jednocześnie przemysł produkujący pachnidła syntetyczne i półsyntetyczne. Właśnie dużą część surowców przetwarza ten przemysł na perfumy i kosmetyki a także wody toaletowe, preparaty higieniczne i preparaty do pielęgnacji włosów.

Drugim, poważnym producentem olejków w Europie są Włochy Południowe (Kalabria oraz Sycylia) specjalizujące się w wytwarzaniu właśnie olejków cytrusowych. Produkuje się tam tzw. olejki bergamoto-we oraz olejki miętowe. Natomiast Włochy Północne (Lombardia) są producentem tzw. korzenia fiołkowego, który jest surowcem do otrzymywania olejku irysowego oraz tzw. rezynoidów [1, 10, 11, 15].

Natomiast Turcja i Bułgaria są powszechnie znanymi producentami olejku różanego, a ponadto Bułgaria także olejków miętowych, lawendowych, rumiankowych, bazyliowych, jałowcowych, akacjowych i innych [1, 10, 11, 15].

Holandia jest także ważnym dostawcą olejku kminkowego o najwyższej jakości na rynek państw Unii Europejskiej [5, 15, 21, 31].

Anglia produkuje także uznany jako najlepszy jakościowo na świecie olejek miętowy oraz lawendowy – ale są to ilości, które nie pokrywają nawet zapotrzebowania rynku krajowego – stąd turyści także z Polski właśnie z Anglii zaopatrują się w perfumy i wody kolońskie wytwarzane na bazie wyprodukowanych w Anglii olejków miętowych oraz lawendowych [5, 15, 21, 31].

Polska, jako producent olejków eterycznych działa na rynku, także europejskim od kilkudziesięciu lat. Przed II wojną światową produkowano u nas stosunkowo nieznaczne ilości olejków eterycznych spośród których eksportowano tylko olejek terpentynowy. natomiast po II wojnie światowej nastąpił w Polsce rozwój przemysłu olejarskiego i rozpoczęto przede wszystkim produkcję olejku z mięty pieprzowej oraz kolendry – roślin pochodzących z naszych polskich plantacji. Następnie rozpoczęto wyko-

rzystywać olejkodajne surowce z roślin dziko rosnących jak np. tatarak lub też odpady pochodzące z wyrębów drzew szpilkowych, szyszkojadody jałowca i tzw. cetynę sosnową, jodłową i świerkową.

Krajowa produkcja olejków eterycznych jest obecnie tak duża, iż pokrywa zapotrzebowanie wewnętrzne a jednocześnie umożliwia eksport do innych krajów [1, 6, 12, 30, 31].

W ostatnich kilkudziesięciu latach i to w coraz większym stopniu producentem olejków eterycznych stały się niektóre były kraje Związku Radzieckiego. Na Ukrainie powstały duże plantacje mięty pieprzowej oraz waleriany, która jest rośliną o dużej zawartości kamfory.

Ukraina już przed I wojną światową stała się dużym producentem nasion anyżu i fenkułu. Na Krymie założono plantację róży, lawendy oraz szaławii muszkatołowej. Gruzja dostarcza olejku geraniowego, a ponad to założono tam plantację drzew cytrynowych i eukaliptusowych oraz plantację jaśminu, fiołka i bazylii. W Armenii uprawia się lawendę, fenkuł i mięte pieprzową, a w okęgach północnego Kaukazu uprawia się przede wszystkim kolendrę [1, 6, 30, 31].

Dużą uwagę należy zwrócić także na kraje afrykańskie, które zajmują się produkcją olejków eterycznych i pachnidel od wielu setek lat. Przykładowo w Algierze, Maroku i Tunisie wytwarza się olejki kwiatowe z geranium, akacji, lawendy, jaśminu oraz róży, które zdaniem kosmetologów nie ustępują olejom francuskim [1, 5, 10, 15, 18, 31].

Egipt produkuje m.in. olejki z kwiatów pomarańczy, tuberozy oraz mięty kędzierzawej. natomiast Abisynia produkuje olejki z miry i cybetu.

Na kontynencie Azjatyckim Syjam produkuje olejki z żywicy benzoesowej – bardzo podobnej jakościowo do żywicy, z której produkuje się olejki na wyspie Sumatra, tzw. olejki sumatrzańskie. Aktualnie Tajwan należy do największych producentów tzw. olejku cytronelowego. Chiny są jednym z największych na świecie producentów olejku miętowego oraz kamforowego – zdaniem kosmetologów o najwyższej jakości. Warto dodać, że także Chiny są głównym dostawcą tzw. piżma – surowca odzwierzęcego mającego zastosowanie jako składnik najlepszych i najdroższych perfum i wód toaletowych na świecie [1, 10, 15, 30, 31].

Stany Zjednoczone są producentem stosunkowo niewielu olejków eterycznych ale wytwarzanych w dużych ilościach. W pierwszej kolejności należy wymienić produkowany tam olejek terpentynowy a następnie olejki cytrusowe a więc z pomarańcz, cytryn i grejpfrutów, w szczególności w Kalifornii i na Florydzie [1, 5, 10, 30, 31].

Australia jest największym producentem olejków eukaliptusowych oraz ogólnie różnych olejków pochodzących z różnych drzew eukaliptusowych, które w zależności od typu drzewa różnią się składem chemicznym, a więc intensywnością i trwałością zapachu [1, 5, 10, 15, 30, 31].

2.2. Aromaterapia a psychopedagogika

Już od najdawniejszych czasów, historia wskazuje, iż ludzie używali olejków eterycznych do wielu różnych celów, gdzie działanie terapeutyczne było najbardziej brane pod uwagę [1, 5, 30, 31]. Biblia i stare Księgi Indyjskie, egipskie papyrusy czy antyczne chińskie recepty zawierają opisy olejków eterycznych, są opisane w literaturze starożytnej, poezji i legendach [7, 9, 13, 25÷27].

Wśród wielu ciekawych historii przykładem aromaterapii jest np. ta, że cierpiąca na bezsenność Kleopatra napełniała poduszki płatkami róż, co zapewniało jej spokojny sen i piękne marzenia sennie [5, 30, 31].

Badania współczesne wykazały, że olejek różany zawiera składniki o działaniu relaksującym i nasennym [30, 31]. Znane w medycynie ludowej sposoby leczenia opierają się na stosowaniu olejków aromaterapeutycznych (bezpośrednim lub pośrednim). Wiadomo np., że w czasach wielkich epidemii nie ulegali im rękawicznicy ponieważ zwłaszcza w czasach Średniowiecza mocno perfumowano skórzane rękawiczki. historia opowiada o angielskim miasteczku średniowiecznym, które uniknęło epidemii cholery ponieważ cała ludność trudniła się uprawą i destylacją lawendy [6, 7, 30, 31].

Wiele lat później Francuz Gatefosse potwierdził antyseptyczne działanie olejku lawendowego, lecząc rannych żołnierzy w czasie I wojny światowej. Jest on twórcą określenia „aromaterapia”, z fr. „aromatherapie” – co oznacza terapię zapachem, ale nie jest to ścisłe określenie bo aromaterapia wykorzystuje zarówno wiedzę o wpływie zapachu na stan emocjonalny i samopoczucie człowieka jak i inne właściwości tj. m.in. bakteriobójcze, przeciwzapalne, rozkurczowe, rozgrzewające itd. [1, 3, 5, 13, 14, 16, 27, 30, 31].

Aromaterapia to metoda medycyny naturalnej polegająca na terapii rozmaitych dolegliwości olejkami eterycznymi z roślin i owoców stosowanymi poprzez inhalacje, masaże, kąpiele i kompresy [16]. Oddziałuje nie tylko na zmysł węchu choć ten odgrywa tu istotną rolę i wpływa na równowagę wewnętrzną organizmu [16]. Każdy przyjemny zapach (np. osoby zaprzyjaźnionej) poprawia nastrój i daje poczucie bez-

pieczeństwa, nieprzyjemne zaś mogą przywoływać złe wspomnienia i pogarszać samopoczucie [7, 16, 26]. Ale zapachy mają także głębsze oddziaływanie. Substancje czynne olejków wchłaniane są przez skórę i rozprowadzane po całym organizmie, wpływają więc na różne organy i narządy wewnętrzne [16].

Każde olejki mają różne właściwości, niektóre odprężają i dają poczucie harmonii inne stymulują i regenerują organizm. Formy stosowane w aromaterapii według J. Miosgi to:

- inhalacja aromaterapeutyczna,
- masaż aromaterapeutyczny,
- kąpiele aromaterapeutyczne,
- kompresy aromaterapeutyczne.

Najprostszą formą inhalacji jest wdychanie. Aby było ono możliwe, molekuły olejku muszą znaleźć się w powietrzu. Proces ten odbywa się samorzutnie. Jednym ze sposobów wykorzystywania olejków jest więc skropienie nimi jakiegoś materiału. Można też go w koncepcji Miosgi do jakiegoś naczynia i wachać lub też tak jak zrobiły to autorki w swoich badaniach zastosować metodę polegającą na rozpylaniu olejku w pomieszczeniu o konkretnej powierzchni, co ma także zastosowanie w różnych przedsięwzięciach np. rybnych dla tłumienia nieprzyjemnych odorów [17-20] co oczywiście nie jest sytuacją tożsamą wobec celu i zakresu badań podjętych przez autorki.

Jak pisze dalej autor, aby olejki rozpraszają się szybciej i z większą intensywnością stosuje się oddziaływanie cieplne – od kilku do kilkunastu kropel olejku wylewa się na ciepłą wodę. najbardziej popularnym urządzeniem służącym do tego właśnie celu jest kominiek aromaterapeutyczny. Składa się on z miseczki na wodę, do której dodajemy kilkanaście kropel olejku lub mieszanki. Pod miseczką jest miejsce na małą świeczkę, która podgrzewa wodę i przyspiesza parowanie.

Na rynku dostępnych jest wiele form różnych odświeżaczy i produktów służących do aromaterapii, podłączanych np. do kontaktu, wszystkie one mogą przynosić pozytywny rezultat, ale w tym miejscu autorki zaznaczają, iż w większości są to aromaty syntetyczne, którą mają dość długi termin ważności nie są jak w przypadku olejków stosowanych przez autorki pochodzenia roślinnego bez żadnych dodatków – co jest często niewłaściwie określane na etykietach zapachu, chcąc po pro-

stu „zwabić klienta” a tak naprawdę dodawane są do nich różne środki syntetyczne mające poprawić zapach i przedłużyć termin przydatności.

Kolejną formą aromaterapii opisywaną przez Miosgę jest masaż aromaterapeutyczny. Ten też w zależności od stosowanych olejków może mieć działanie relaksujące, wzmacniające lub pobudzające. W aromaterapii można stosować każdy rodzaj masażu. Działanie na organizm jest podwójne – olejków i samego masażu.

Z kolei Magiera – specjalista masażu leczniczego, fizjoterapii i odnowy biologicznej w swojej książce opisuje masaże kosmetyczne, limfatyczne, relaksacyjne, orientalne, przyrządowe, masaże w środowisku wodnym i inne [15].

Przytoczony powyżej Miosga pisze, że używa się do masażów mieszanki olejków eterycznych rozpuszczonych w nośniku. Nośnikami są zazwyczaj oleje roślinne.

Kąpiele aromaterapeutyczne – także korzystnie wpływają na dolegliwości fizyczne i psychiczne. Mogą pomóc m.in. przy stresie, zmęczeniu, bezsenności, w infekcjach dróg oddechowych i bólach mięśniowych. I tu również w zależności od stosowanego olejku kąpiel może być orzeźwiająca, relaksująca lub oczyszczająca. Wpływ na działanie olejku ma też temperatura wody, ciepła woda rozszerza pory i rozluźnia mięśnie, dzięki temu olejki są łatwiej wchłaniane przez skórę i przedostają się do układu krążenia. Opary z kąpeli umożliwiają inhalację aromatu przez układ oddechowy [15]. W czasie kąpeli aromaterapeutycznej nie należy używać środków myjących ani płynów do kąpeli. Aby kąpiel działała pobudzająco, woda powinna być letnia, a pod koniec kąpeli należy powoli dodawać zimnej wody. Do pobudzających o orzeźwiających olejków należą m.in.: cytrusowy, eukaliptusowy, lawendowy, sosnowy.

Miosga opisuje też działanie kompresów i okładów, mogą być one zimne lub ciepłe. Do mieszanki z wodą powinno się dodać parę kropel olejku. Namoczyć bawełnianą ściereczkę i przyłożyć do chorego miejsca. Kompresy ciepłe stosowane są na artretyzm, bóle mięśni, nerwobóle, bóle menstruacyjne i stany zapalne skóry. Kompresy zimne na bóle głowy, stany napięciowe, siniaki. Natomiast przy skurczach, kolce, opuchliznach urazach stawów i stłuczeniach można zacząć od ciepłego kompresu a zakończyć zimnym [14].

Przegląd dostępnej i znanej autorkom literatury wskazuje, iż brak jest zasadniczo publikacji określających na podstawie badań wpływ róż-

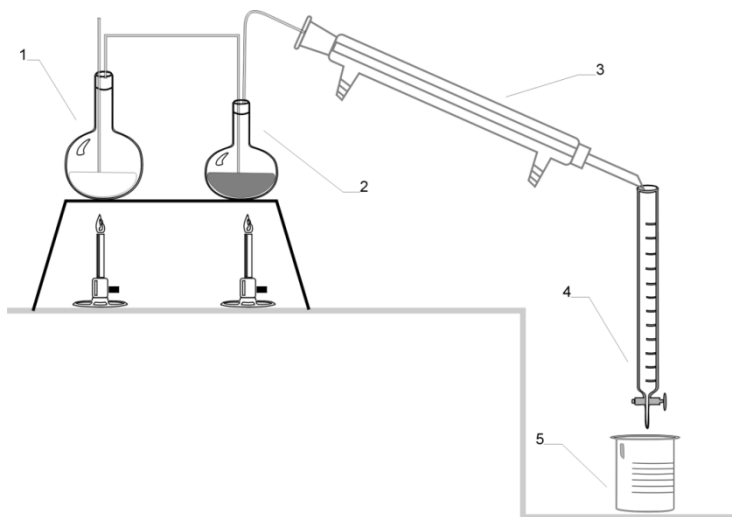
nych aromatów na zachowania osób niepełnosprawnych intelektualnie stąd też badania podjęte w niniejszej pracy w tej problematyce należy uznać za celowe.

3. Badania własne

3.1. Instalacja do produkcji olejków aromatycznych

Aparaturę użytą do wytworzenia olejków eterycznych przedstawia zestaw – schemat na rys. 1. Zestaw ten stanowi wyposażenie Laboratorium Katedry Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji odpadów Politechniki Koszalińskiej, w którym to wytworzono olejki aromatyczne [17÷20] oraz na fotografii 1.

Zasada działania tej aparatury jest następująca: kolba (1) służy do wytwarzania pary wodnej nasyconej, następnie przy pomocy szklanej rurki para jest wprowadzana do naczynia (2) z właściwą mieszaniną destylowaną tzn. rośliną – materiałem, z którego wytwarza się olejek eteryczny. Otrzymany w naczyniu (2) destylat skrapla się w chłodnicy wodnej (3) i następnie ten destylat odprowadzany jest do odbieralnika (4), w którym woda oddzielona zostaje od olejku i zlewana do naczynia (5).



Rys. 1. Schemat stanowiska doświadczalnego do produkcji kondensatów zapachowych

Fig. 1. Experimental stand for production of aromatic condensates

Na zdjęciu – fot. 1 pokazano zestaw destylacyjny, na którym wyprodukowano olejki eteryczne przewidziane do badań aromaterapii.



Fot. 1. Widok instalacji do odzysku olejków z roślin. Laboratorium Katedry Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji Odpadów Politechniki Koszalińskiej

Phot. 1. Stand for extraction of oils from plants. Laboratory of Division of Water-sludge Technology and Wastes Utilisation of Koszalin University of Technology

3.2. Materiał użyty do badań

Materiałem użytym do badań były owoce i kłącza następujących roślin:

- ziele nawłoci kanadyjskiej,
- skórki pomarańczy,
- skórki grejpfruta,
- skórki cytryny,
- anyż,
- imbir.

Charakterystykę materiałów użytych do produkcji olejków eterycznych przedstawiono poniżej [5, 15, 22, 25, 29, 30, 31].

Nawłóć kanadyjska (*Solidago canadensis* L.) to gatunek rośliny wieloletniej, należący do rodziny astrowatych, jej nazwa ludowa to:

„drzewko Matki Boskiej”. Pochodzi z wschodniej części Ameryki Północnej, w Polsce natomiast rośnie na większości terytorium na siedliskach naturalnych i synantropijnych jako kenofit.

Nawłóć prawdopodobnie rozprzestrzeniła się z uprawy roślin ozdobnych, świetnie aklimatyzuje się i zaczyna nawet wypierać gatunki rodzime. Z tego też powodu specjaliści są zdania, iż należy ją zwalczać. Do ciekawostek należy, iż Indianie Odżibwejowie robili lewatywy z korzeni nawłóci, z zieleń i korzeni sporządzali wyciągi, które używali wewnętrznie jako środki pobudzające i wzmacniające.

Indianie Alabama używali natomiast herbatki z nawłóci do leczenia przeziębień, zaś zewnętrznie do obolałych miejsc. Ziele nawłóci posiada różnorodne działanie. Głównym i najważniejszym jest działanie moczopędne i oczyszczające (odtruwające) substancje zawarte w surowcu zwiększają filtrację w kłębuszkach nerkowych i zmniejszają resorpcję zwrotną w kanalikach nerkowych, dzięki czemu nie dochodzi do znacznej utraty elektrolitów.

Inne ważne działanie to działanie ściągające i przeciwzapalne na przewód pokarmowy, za które odpowiedzialne są głównie garbniki. Dodatkowo nawłóć posiada działanie obniżające ciśnienie krwi, ziele nawłóci stosowane jest w infekcjach bakteryjnych oraz w stanach zapalnych nerek i dróg moczowych, w zapobieganiu tworzenia się kamieni i piasku nerkowego. Również w nieżycie żołądka i jelit w nadmiernej fermentacji, a także pomocniczo w chorobie gościcowej i niektórych dermatozach. Zewnętrznie w zakażeniu i zapaleniu jamy ustnej i gardła, sromu i pochwy oraz na swędzące wysypki, otarcia naskórka i uszkodzenia skóry.

Pomarańcza (*Citrus aurantium*), jest cenionym leczniczym owocem, wywodzącym się z Chin, drzewo pomarańczowe pochodzi z obszarów tropikalnej Azji. Obecnie rośnie w klimatach tropikalnych i subtropikalnych. Ogrody pomarańczowe możemy spotkać wokół wybrzeży Morza Śródziemnego, zwłaszcza w Hiszpanii.

Drzewo pomarańczowe dostarczało ludziom pożywienia oraz leczyło ich przez tysiące lat, leczą zarówno skórka, Liście, owoc i nasiona owocu. Pomarańcza jest owocem o właściwościach kwasotwórczych. Napar sporządzony z owocu pomarańczy uważa się za środek łagodzący bóle głowy, uspokajający palpację serca i obniżający gorączkę. Sok pomarańczowy pomaga organizmowi w wydalaniu zbędnych produktów przemiany materii, jest też bogaty w witaminę C i pomaga naszemu układowi odpornościowemu w zwalczaniu wszelkich rodzajów infekcji.

Olejki aromatyczne pomarańczy, w szczególności neroli mają właściwości uspokajające. W medycynie zachodniej olejki te używane są do obniżenia pulsu i pracy serca, łagodzą układ trawienny i pomagają w zaśnięciu. Rozcieńczony olejek pomarańczy stosowany jest w relaksującym masażu. Destylowana woda z kwiatów posiada właściwości uspokajające, uśmierzające oraz przeciwkonwulsyjne. Terapia z pomarańczy jest również pomocna w leczeniu szkarlatyny.

Skórka pomarańczowa zawiera olejek aromatyczny, flawonoidy, kumaryny, tri terpeny, witaminę C, karoten oraz pektyny. Flawonoidy posiadają kilka pożytecznych właściwości są to m.in. właściwości przeciwzapalne, przeciwbakteryjne, przeciwgrzybiczne. Skład chemiczny olejków aromatycznych w liściach, kwiatach czy skórcie pomarańczowej znacznie się różni. Linalyl acetate (50%) jest głównym składnikiem w olejku z liści (petit grain) i linalol (35%) w olejku z kwiatów pomarańczy (neroli).

Jako ciekawostkę chcemy dodać, iż niedojrzały owoc pomarańczy zawiera ciranin, który podobno jest środkiem antykoncepcyjnym.

Grejpfrut (*Citrus paradisi*) jest owocem o wielu właściwościach leczniczych. Odświeża, pobudza, dodaje energii, i poprawia samopoczucie. Pochodzi z tropikalnych regionów Azji.

Olejki z tego owocu są pomocne w masażach relaksacyjnych, są dodawane do kąpieli a także pomagają w zmianach chorobowych skóry (np. trądzik).

Badania wykazały, że olejek z grejpfruta pomaga w walce z otyłością, reguluje poziom glukozy we krwi, hamuje apetyt, ma niski indeks glikemiczny, pomaga obniżyć cholesterol i dlatego jest wskazany w walce z nadmiernymi kilogramami. Ponadto grejpfrut oczyszcza nerki, jest doskonałym źródłem cennych składników odżywczych, zawiera pektyny i przeciwutleniacze i posiada duże ilości witaminy C. Wyciąg z nasion grejpfruta ma antyseptyczne właściwości o działaniu przeciwbakteryjnym i przeciwgrzybicznym.

Cytryna zwyczajna (*Citrus limon*) jest jednym z najbardziej ważnych i naturalnych środków leczniczych używanych w gospodarstwie domowym. Ma bardzo dużą zawartość witaminy C, pomaga wzmocnić odporność na wszelkie infekcje, jest więc skutecznym środkiem przeciwko przeziębieniom i grypom. Jest też środkiem prewencyjnym na różnorodne dolegliwości zdrowotne, np. zapalenie żołądka, problemy z krążeniem i na stwardnienie ścian arteryjnych.

Olejek lotny z cytryny posiada właściwości antyseptyczne oraz przeciwbakteryjne. Bioflawonoidy wzmacniają ścianki naczyń krwionośnych, szczególnie żył oraz naczyń włosowatych. Owoc cytryny jest cennym lekarstwem zapobiegającym bardzo wielu dolegliwościom. Odparowana esencja cytryny potrafi zabić meningokoka w 15 minut, pałeczki duru brzuszego w przeciągu godziny, gronkowca złocistego w przeciągu dwóch godzin, natomiast a zabicie bakterii dwoinki zapalenia płuc rzekomo potrzebuje do 3 godzin. Za ledwie 0,2% roztworu oleju cytrynowego może wyeliminować bakterie błonicy oraz całkowicie pozbawić bakterii zapalenia płuc. Z badań naukowych wynika także, że olejek cytrynowy może być również stosowany w leczeniu stanów nerwicowych, ciśnienia krwi, problemów trawiennych, bólów gardła jak i infekcji układu oddechowego. Olejek cytrynowy pomaga w pobudzaniu tworzenia się leukocytów, poprawia pamięć, wzmacnia paznokcie, poprawia samopoczucie, czyści skórę. Posiada również właściwości przeciwdepresyjne. Jest jednym z najlepszych i skutecznych obron na wiele poważnych chorób i dolegliwości, które dotyczą współczesne środowisko. Ponadto naturalny i uniwersalny środek leczniczy pozbawiony szkodliwych skutków ubocznych.

Anyż (*Illicium verum*) jest popularnym ziołem, znanym już od czasów starożytnych systemów medycznych chińskiego i indiańskiego. Wyodrębniono wiele gatunków anyżu, jednak najbardziej popularny jest gatunek wywodzący się z Hiszpanii. Anyż gwiazdkowy (z którego autorki przygotowały olejek eteryczny) posiada znaczenie przyprawowe jak i lecznicze. Surowiec stanowił suszone owoce. Nazwany jest też biedrzeńcem. Jest to roślina jednoroczna pochodząca z Egiptu, Azji Mniejszej, Chin, Indii i obszarów Morza Śródziemnego. Zawiera olejki eteryczne, kumary, flawonoidy, a także sterole roślinne.

Zioło anyżu jest stosowane w celu poprawienia pamięci, łagodzi męczące kaszle, ma działanie łagodzące nieżyty dróg oddechowych, działa łagodnie wykrztuśnie, pobudza apetyt, reguluje trawienie. Pomaga także w produkcji mleka u matek karmiących, działa jako naturalny związek zobojętniający kwasy w niestrawności czy w czasie zgagi. Jest podawany jako środek pomagający w redukcji gazów i wzdęć, zioło to jest podawane niemowlętom i dzieciom w łagodzeniu kolek, jest też pomocny przy bólach menstruacyjnych. Nie może być przyjmowany w czasie ciąży. Lecznicze działanie mają nasiona i olejek aromatyczny.

Anyż służy także (w formie rozcieńczonych spirytusem roztworów) do nacierania rąk i twarzy w celu odpędzenia owadów, np. komarów, zabija też wszy, pchły i kleszcze.

Imbir (*Zingiber*) to rodzaj byliny rodziny imbirowatych, występuje w stanie dzikim w strefie tropikalnej Azji i Australii. Intensywny aromat imbiru ze świeżą, trochę słodką i drzewną nutą to zasługa zingiberolu – składniku olejku eterycznego. Substancje żywiczne, m.in. gingerol i zinferon odpowiadają za palący, lekko gorzki smak. Wszystkie te substancje mają lecznicze właściwości, dzięki nim imbir, m.in.:

- ułatwia trawienie, olejek zawarty w kłęczu pobudza wydzielanie śliny i soku żołądkowego, działa żółciopędnie i rozkurczowo, leczy wzdęcia,
- łagodzi mdłości, jest składnikiem leków przeciw chorobie lokomocyjnej, przeciwdziała wymiotom po narkozie i chemioterapii, wzmacnia apetyt,
- zmniejsza agregację (zlepianie) płytek krwi, chroni więc przed tworzeniem zakrzepów,
- łagodzi bóle menstruacyjne, pomocny także w pierwszych objawach PMS,
- leczy przeziębienia, jest bogaty w substancje przeciwzapalne, wchodzi w skład niektórych maści i plastrów rozgrzewających. Podczas masażu kilka kropel olejku imbirowego przynosi ulgę obolałym mięśniom,
- leczy migreny – zmniejsza ilość ataków (regularnie stosowany),
- działa przeciwobrzękowo – ma działanie moczopędne,
- dba o jamę ustną, ma działanie odkażające i odświeżające, pozostawia miły zapach w ustach,
- leczy infekcje, pobudza wydzielanie śluzu,
- zwiększa koncentrację i wydajność umysłową bo poprawia ukrwienie mózgu,
- polepsza krążenie krwi, wspaniale rozgrzewa cały organizm, jest uznawany za afrodyzjak.

Oczywiście, nie można wykluczyć, że zależnie od miejsca, w której dana roślina lub jej owoce użyte tu jako materiał do produkcji olejków zostały wytworzone może zawierać w swoim składzie ale nie musi i najczęściej nie zawiera składników o charakterze toksycznym. Takich składników – pierwiastków chemicznych jest oczywiście wiele.

Jednak w przypadku niniejszych badań, mając także na uwadze możliwości Laboratorium Katedry Techniki Wodno-Mułowej i utylizacji Odpadów Politechniki Koszalińskiej, które gościnnie udostępniono do

badan Katedrze Pedagogiki Politechniki Koszalińskiej dokonano tylko sprawdzenia czy w zastosowanych materiałach użytych do badań scharakteryzowanych powyżej (z wyjątkiem imbiru) wykonano analizę jakościową na obecność tak niepożądanych pierwiastków jak chlor oraz metale ciężkie takie jak ołów, kadm, chrom oraz cynk.

Badania zostały wykonane także w Laboratorium Katedry Techniki Wodno Mułowej i Utylizacji Odpadów na spektrometrze Mini Pal (PW4025) – fot. 2, poprzez pomiary fluorescencji rentgenowskiej tych olejków. Badania te na potrzeby niniejszej pracy na prośbę autorek wykonała mgr Ludmiła Andryevska, pracownik Katedry Techniki Wodno Mułowej i Utylizacji Odpadów Politechniki Koszalińskiej a interpretację wydruków z pomiarów, przytoczoną poniżej, przeprowadził prof. dr hab. inż. B. Andryevski z Wydziału Elektroniki i Informatyki z Politechniki Koszalińskiej oraz mgr L. Andryevska.



Fot. 2. Widok spektrometru rentgenowskiego MiniPal PW4025. Laboratorium Katedry Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji Odpadów Politechniki Koszalińskiej

Phot. 2. Roentgen spectrometer MiniPal PW4025. Laboratory of Division of Water-sludge Technology and Wastes Utilisation of Koszalin University of Technology

Analiza jakościowa ujmując ogólnie polega na badaniu składu chemicznego tu próbki wytworzonych olejków poprzez wykonanie analizy polegającej na określeniu koncentracji poszczególnych pierwiastków. Do przeprowadzenia analizy tzw. ilościowej niezbędne jest wykonanie tzw. kalibracji tego aparatu na odpowiednich wzorcach; w tym przypadku analiza ilościowa nie była potrzebna.

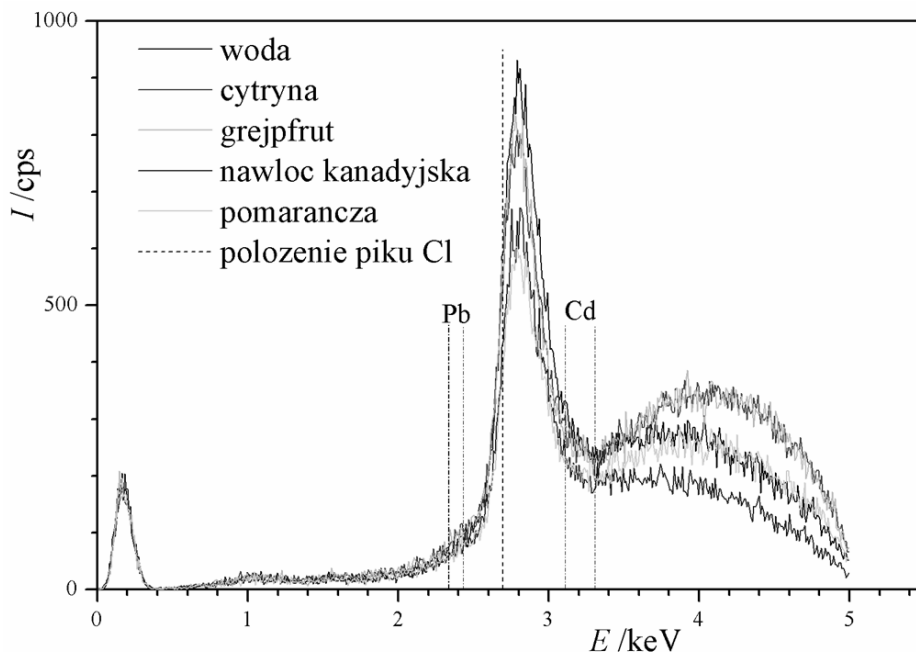
Na potrzeby badań zasadniczych tej publikacji wystarczyło przeprowadzenie tylko analizy jakościowej badanych olejków tzn. stwierdzenie czy w/w pierwiastki szkodliwe tj. chlor, ołów, kadm, chrom i cynk występują lub nie występują w olejkach przy określonym poziomie detekcji (wykrywalności) spektrometru Mini Pal (PW4025).

Granica wykrywalności w/w pierwiastków została określona dla tego spektrometru na wartość 0,2% jego zawartości w badanej próbce olejku eterycznego. Jest to poziom wykrywalności wystarczający dla tego typu badań i pozwala z bardzo dużym prawdopodobieństwem przypuszczać, że w olejkach eterycznych wytworzonych do przeprowadzenia badań w zakresie aromaterapii w oddziaływaniach psychopedagogicznych, tych pierwiastków nie ma w ich składzie chemicznym.

Najprościej ujmując spektrofotometr ukazuje widmo zależności częstości zliczeń detektora (I)/s w funkcji tzw. energii fotonów (E) fluorescencji rentgenowskiej R(E) badanych olejków. Otóż, znane są chemikom analitykom zajmującym się tzw. analizą instrumentalną (a więc z wykorzystaniem elektroniki) a takim aparatem jest spektrofotometr, miejsca na osi poziomej układu współrzędnych, w których wykreśla się pionowe rzędne dla szukanych tu pierwiastków (chlor, ołów, kadm, chrom oraz cynk), w których wykres powinien pokazać tzw. piki dla pracy spektrometru w określonych warunkach napięcia oraz natężenia prądu.

Wyniki tych badań przedstawiono na wykresach – rys. 2÷4 – przy czym jest to ten sam jeden wykres tylko ujęty w różnej rozpiętości skali osi poziomej (rozciąganie skali) jak i pionowej dla łatwiejszego odczytu z wykresu.

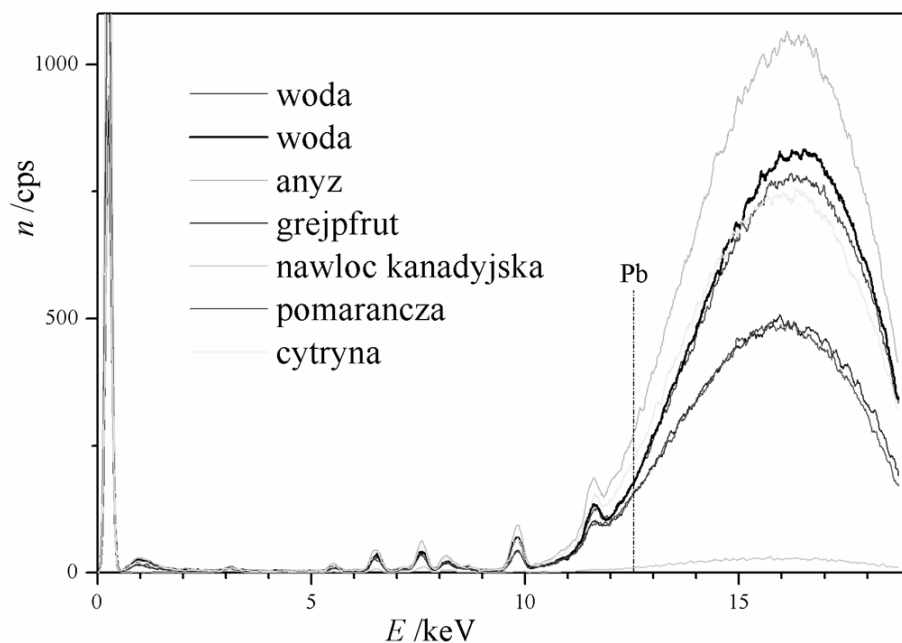
Analiza wykresu przedstawionego na rysunkach 2÷4 wskazuje, że w zaznaczonych miejscach dla chloru, ołowiu, kadmu, cynku i chromu piki takie nie występują, aczkolwiek blisko miejsca dla piku chromu występuje pik pierwiastka rodu (Rh), ale ten pik rodu pochodzi od lampy spektrofotometru.



Rys. 2. Zależności częstości zliczeń detektora (I) w funkcji energii (E) fotonów fluorescencji rentgenowskiej $I(E)$ olejków (cytrynowego, pomarańczowego i nawłoci kanadyjskiej) i wody destylowanej w zakresie 0÷5 keV. Linie przerywane ukazują energie fotonów dla pierwiastków Cl, Pb i Cd

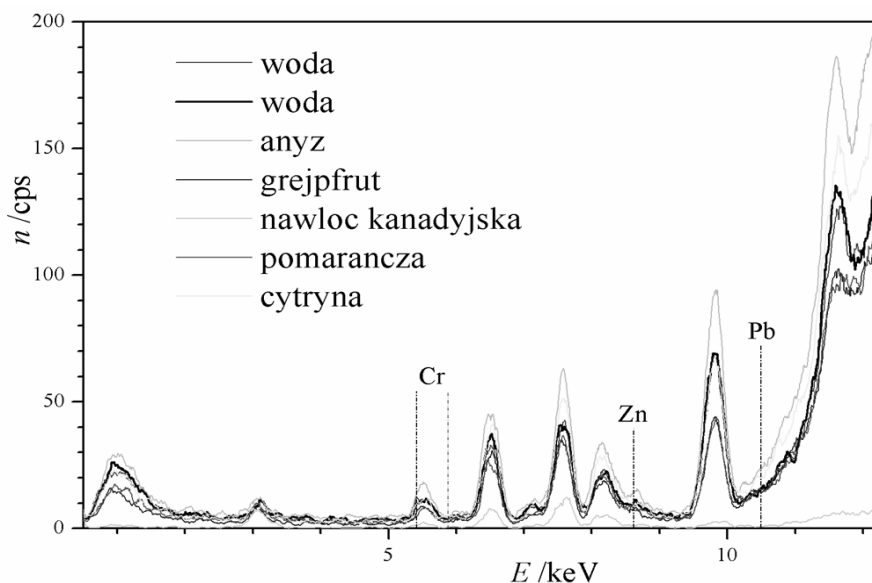
Fig. 2. Detector counts (I) as a function of energy (E) of photons of X-ray fluorescence $I(E)$ of essential oils (lemon, orange and Canada goldenrod) and distilled water for 0 to 5 keV. The dashed lines show the photon energy for elements Cl, Pb and Cd

Powyższa analiza jakościowa była autorkom konieczna celem uzyskania zgody przeprowadzenia badań na konkretnych osobach niepełnosprawnych intelektualnie przez ich prawnych opiekunów oraz przez Warsztaty Terapii Zajęciowej Polskiego Stowarzyszenia na Rzecz Osób z Upośledzeniem Umysłowym w Koszalinie.



Rys. 3. Zależności częstości zliczeń detektora (I) w funkcji energii (E) fotonów fluorescencji rentgenowskiej $I(E)$ olejków (cytrynowego, grejpfrutowego, pomarańczowego, anyżowego i nawłoci kanadyjskiej) i wody destylowanej (woda PP, woda M) w zakresie 0÷12 keV. Linie przerywane ukazują energie fotonów dla Pb

Fig. 3. Detector counts (I) as a function of energy (E) of photons of X-ray fluorescence $I(E)$ of essential oils (lemon, grapefruit, orange, anise and Canada goldenrod) and distilled water for 0 to 5 keV. The dashed lines show the photon energy for Pb



Rys. 4. Zależności częstości zliczeń detektora (I) w funkcji energii (E) fotonów fluorescencji rentgenowskiej $I(E)$ olejków (cytrynowego, grejpfrutowego, pomarańczowego, anyżowego i nawłoci kanadyjskiej) i wody destylowanej (woda PP, woda M) w zakresie 0÷19 keV. Linie przerywane ukazują energie fotonów dla pierwiastków Cr, Zn i Pb

Fig. 4. Detector counts (I) as a function of energy (E) of photons of X-ray fluorescence $I(E)$ of essential oils (lemon, grapefruit, orange, anise and Canada goldenrod) and distilled water for 0 to 5 keV. The dashed lines show the photon energy for elements Cr, Zn and Pb

3.3. Metodyka i zakres badań

W celu zgromadzenia materiału potrzebnego do zbadania znaczenia aromaterapii w stymulacji rozwoju osób niepełnosprawnych zastosowano metodę obserwacji, czyli spostrzegania osób oraz towarzyszących im zjawisk, zdarzeń czy procesów jak i warunków i sytuacji, w których uczestniczą i przebywają [32]. Zastosowano w niej technikę obserwacji uczestniczącej jawnej zaprogramowanej. Technika ta ma miejsce, gdy badani są poinformowani o roli badającego. Narzędziem obserwacji był arkusz obserwacyjny, inaczej kwestionariusz z wytypowanymi wszystkimi zagadnieniami, które objąć ma obserwacja. W określonych rubrykach pod określonym zagadnieniem rejestrowano wszystkie spostrzeżone fakty, zdarzenia i okoliczności mające związek z badanym zjawiskiem.

W ramach obserwacji uczestniczącej ustalono odniesienie się do określonych zachowań badanych obiektów – osób, których zachowania stanowiły określone, umowne zmienne zależne.

Dla oceny poczynionych obserwacji w/w zachowań autorki przyjęły umowną skalę od 0, 1, 2 oraz 3 przy czym dla parametru jakim jest koncentracja przyjęto także przeciwieństwo tego pojęcia a więc dekoncentrację w skali od 0 do minus 3. Parametrami zmiennymi niezależnymi czyli wynikami doświadczenia były obserwacje w zakresie:

1. **Samopoczucie** rozumiane przez WHO jako „stan pełnego, dobrego samopoczucia fizycznego, psychicznego i społecznego, a nie tylko jako brak choroby lub zniedołężnienia” w skali:

- 0 – brak obserwowalnych reakcji,
- 1 – niski stopień reakcji (1÷3 cech),
- 2 – średni stopień reakcji(4÷5 cech),
- 3 – wysoki stopień reakcji(6÷10 cech).

Obserwowalne wskaźniki: zdolność do rozpoznawania uczuć, umiejętność radzenia sobie ze stresem, napięciem, lękiem, depresją, zdolność do logicznego, jasnego myślenia, zdolność do nawiązywania, podtrzymywania i rozwijania prawidłowych relacji z innymi, wewnętrzny spokój i równowaga.

2. **Agresja** w Słowniku Psychologicznym rozumiana jako „zachowania wrogie wobec innych oraz skierowane na samego siebie”, w skali:

- 0 – brak obserwowalnych reakcji,
- 1 – niski stopień reakcji (1÷6 cech),
- 2 – średni stopień reakcji (7÷11 cech),
- 3 – wysoki stopień reakcji (12÷19 cech).

Obserwowalne wskaźniki: wyrywanie przedmiotów, szarpanie, ciągnięcie, pchanie, dokuczanie, uderzanie, żądania, rozkazy, konflikt słowny, lekceważące traktowanie, odmowa udziału we wspólnym działaniu, bicie, szczypanie, przewracanie, gryzienie, wyśmiewanie, przezywanie, przeszkadzanie, niszczenie lub uszkodzenie rzeczy stanowiących własność osoby będącej przedmiotem agresji.

3. **Pobudliwość** w Słowniku Psychologicznym rozumiana jako „nadmierna reakcja na bodźce zewnętrzne np.: zapach, dotyk itp.,” w skali:

- 0 – brak obserwowalnych zmian,
- 1 – niski stopień reakcji (1÷3 cech),
- 2 – średni stopień reakcji (4÷7 cech),
- 3 – wysoki stopień reakcji (8÷12 cech).

Obserwowalne wskaźniki: szybka reakcja, emocje, uczucia, silne napięcie, zdolność szybkiego hamowania, dostosowanie się do nowej okoliczności, powolność, słabością hamowania i stanowczość, szybkie zmęczenie, prośby o pomoc, umiejętność podejmowania samodzielnych decyzji.

4. **Aktywność poznawcza** w Słowniku Psychologicznym rozumiana jako „odbiór informacji, ich przetwarzanie oraz wyprowadzanie do otoczenia w postaci zachowań” w skali:

0 – brak obserwowalnych zmian,
1 – niski stopień reakcji (1÷5 cech),
2 – średni stopień reakcji (6÷11 cech),
3 – wysoki stopień reakcji (12÷19 cech).

Obserwowalne wskaźniki: percepcja wzrokowa, wykonywanie obliczeń i operacji arytmetycznych, abstrahowanie, tworzenie pojęć, formułowanie sądów, podejmowanie decyzji, organizowanie i planowanie, rozwiązywanie problemów, pamięć, myślenie, uwaga, samokontrola, samodzielność, inicjatywa, motywacja, gesty, naśladownictwo, pisanie, czytanie,

5. **Koncentracja – dekoncentracja**, która w Słowniku Psychologicznym oznacza „skupienie uwagi w określonym czasie na liczbie przedmiotów lub ich cech” w skali:

0 – brak obserwowalnych zmian
1 – niski stopień reakcji (1÷4 cech),
2 – średni stopień reakcji (5÷10 cech),
3 – wysoki stopień reakcji (11÷18 cech).

Obserwowalne wskaźniki: identyfikacja i rozpoznawanie, świadomość, wyobrażenia, skojarzenia, wnioskowanie, percepcja; odbiór wrażeń wzrokowych, słuchowych, zapachowych, smakowych, dotykowych, dychotomia myślenia, intuicja, myślenie strategiczne, myślenie symboliczne, myślenie twórcze, podejmowanie decyzji, rozumowanie.

Miejscem przeprowadzenia badań w zakresie aromaterapii w oddziaływaniach psychopedagogicznych była Pracownia Psychoedukacyjna znajdująca się w budynku Warsztatów Terapii zajęciowej Polskiego Stowarzyszenia na Rzecz Osób Upośledzonych Umysłowo w Koszalinie. Obiektami, na których bezpośrednio prowadzono badania były osoby:

- mężczyzna w wieku 27 lat, u którego wykryto niepełnosprawność intelektualną w stopniu znacznym z cechami autyzmu, oznaczony w dalszych badaniach jako obiekt M (mężczyzna),
- kobieta w wieku 28 lat z niepełnosprawnością intelektualną w stopniu umiarkowanym i Zespołem Downa, oznaczona jako obiekt K (kobieta).

Pomieszczeniem, w którym prowadzono aromaterapię był pokój (pracownia) o wymiarach długość x szerokość x wysokość: 4,1 x 3,0 x 3,2. W trakcie badań aromatoterapii osoby te zajmowały w przybliżeniu te same miejsca przy stole, były w pozycji siedzącej i otrzymywały, zarówno obiekt M jak i obiekt K te same zadania do realizacji.

Na wystrój pracowni – pokoju, zawsze taki sam składał się stół, krzesła, szafa, regał, komputer, wiszący kalendarz i wykonana przez innych uczestników tablica pór roku. Pokój ten posiadał 2 okna znajdującej się na północnej ścianie budynku.

Powyższy opis jest tu o tyle istotny, że w tym pomieszczeniu – pokoju obydwa objekty, M oraz K przebywają na co dzień przez wiele godzin (od godz. 10.00 do około godz. 14) i stopień rozproszenia uwagi nie jest więc duży ponieważ obydwie osoby – objekty są do tego miejsca przyzwyczajone. Tak więc były to tzw. stałe okoliczności prowadzenia badań.

Natomiast od strony parametrycznej wartości zawsze stałe przyjmowały następujące czynniki doświadczenia:

- temperatura w pokoju, w którym prowadzono badania aromaterapii wynosząca 19°C ($\pm 1^{\circ}\text{C}$),
- objętość pomieszczenia wynosząca $39,36\text{ m}^3$,
- czas prowadzenia zajęć aromaterapii: 25 min.,
- w przybliżeniu stała godzina rozpoczęcia zajęć: 10:40.

Z kolei parametrem zmiennym niezależnym była zmiana stężenia zastosowanych olejków aromatycznych ponumerowanych w kolejności próbek 0, 1, 2 oraz 3. W tym odniesieniu próbka 0 oznaczała brak olejku eterycznego, a więc po prostu brak rozpylania olejku do pomieszczenia w którym przebywały obserwowane objekty. Próbka oznaczona numerem 1 to przygotowanie 100 ml roztworu olejku eterycznego w 100 ml spirytusu. Następnie rozcieńczono tak przygotowaną próbkę wodą destylowaną do objętości 1 litra otrzymując tym samym przygotowany do

rozpylenia – dezodoryzacji roztwór 0,5 ml olejku na litr. Właśnie takim roztworem dokonano dezodoryzacji olejku w pomieszczeniu używając najpierw do rozpylenia objętości takiego roztworu w pierwszej próbie 100 ml, w drugiej próbie 200 ml oraz w trzeciej próbie 300 ml. Objętość pokoju, w którym przebywały obiekty wynosiła 39,36 m³.

Aby uzyskać porównywalność w analizie wyników obserwacji roztwory wszystkich uzyskanych olejków aromatycznych zastosowanych do badań miały więc zawsze to samo stężenie roztworu.

4. Opis i analiza wyników badań

Przeprowadzone badania dostarczyły interesującego materiału badawczego, który usystematyzowano i opracowano na wykresach i tabelach. Ujmują one związki i zależności pomiędzy reakcją badanych obiektów M i K a dawkowaniem olejków eterycznych. Poniżej dokonano zestawienia wyników uzyskanych w toku obserwacji uczestniczącej.

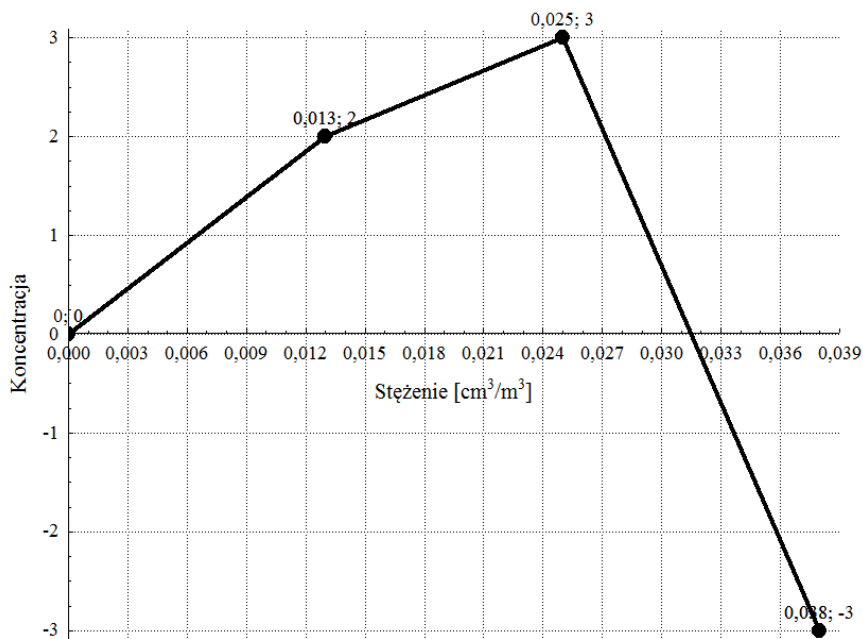
Obserwacje wpływu dawkowania olejku eterycznego z nawłoci kanadyjskiej w warunkach, w których przebywał mężczyzna – obiekt M pokazano w tabeli 1. Wynika z niej, że w przypadku dawki 2 obiekt M wykazał wyraźnie lepsze samopoczucie, będąc już pobudzonym przy pierwszej dawce i przejawiając także już przy pierwszej dawce aktywność poznawczą. Nie wywołało to jednocześnie u niego agresji – a mogło to mieć miejsce bowiem mężczyzna – obiekt M ma stwierdzone upośledzenie umysłowe w stopniu znacznym z cechami autyzmu co często objawia się u niego zachowaniami agresywnymi bez specjalnych przyczyn.

Tabela 1. Zestawienie wyników obserwacji obiektu M, przy różnych dawkach olejku eterycznego z nawłoci kanadyjskiej

Table 1. Summary of results of observations of the object M, at different doses of essential oil from Canada goldenrod

Lp.	Reakcja	Dawkowanie olejku eterycznego do pomieszczenia			
		Dawka 0	Dawka 1	Dawka 2	Dawka 3
1.	Samopoczucie	0	0	3	1
2.	Agresja	0	0	0	0
3.	Pobudliwość	0	3	3	1
4.	Aktywność poznawcza	0	3	3	1
5.	Koncentracja	0	2	3	-3

Równocześnie zauważono, że już po pierwszej dawce wzrosła koncentracja u mężczyzny w trakcie rozwiązywania postawionego zadania oraz chęć jego wykonania. Zwiększenie dawki dezodoryzowanego olejku aromatycznego z nawłoci do dawki 3 spowodowało prawie natychmiast efekt negatywny całej obserwacji, a więc praktycznie prawie wszystkich obserwowanych parametrów zmiennych zależnych. Było to prawdopodobnie skutkiem tego, że stężenie rozproszonego olejku nawłoci kanadyjskiej stawało się drażniące a nawet przykre przez co przede wszystkim nie tylko, że zaburzano koncentrację, ale pojawiła się wręcz odwrotność koncentracji czyli dekoncentracja co tu określono jako efekt ujemny (-3). Ten parametr określono zmienną zależną koncentracji, co przedstawia układ współrzędnych – rys. 5 w funkcji zmiennej niezależnej, którą była dawka olejku eterycznego nawłoci kanadyjskiej.



Rys. 5. Wpływ zmiany stężenia w pomieszczeniu olejku eterycznego z nawłoci kanadyjskiej na wskaźnik koncentracji – dekoncentracji; Obiekt M

Fig. 5. Effect of change of concentration of essential oil from Canada goldenrod in the room on concentration – deconcentration ratio; object M

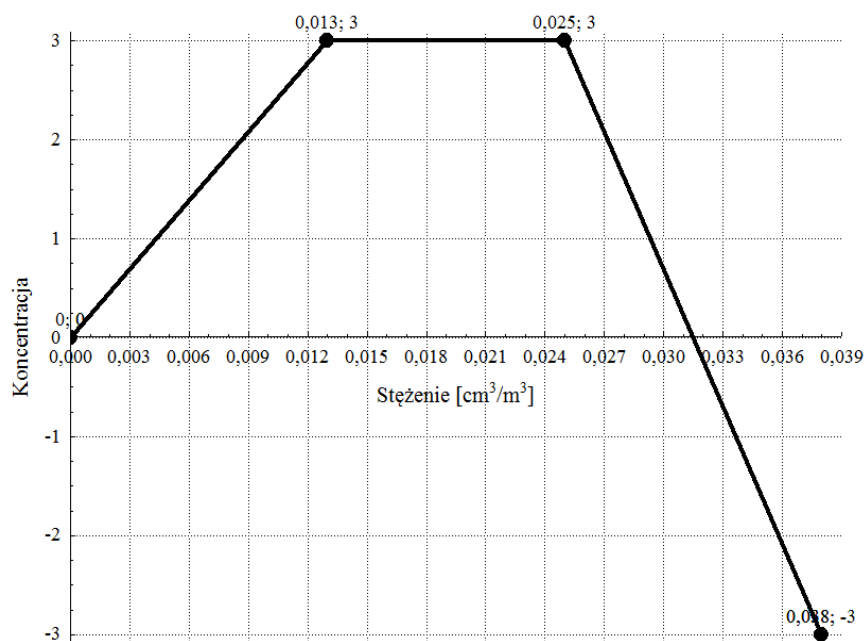
W kolejnej tabeli 2, przedstawiono obserwację zachowania mężczyzny – obiektu M przy różnych dawkach olejku eterycznego ze skórki pomarańczy, a więc owocu rośliny powszechnie dostępnej i akceptowalnej w odniesieniu do jej zapachu. Łatwo zauważyć, iż obserwowany mężczyzna – obiekt M reagował podobnie jak w przypadku, gdy był pod wpływem zapachu pochodzącego z nawłoci kanadyjskiej przy czym wyraźną pobudliwość zaobserwowano dopiero przy największej tj. trzeciej dawce olejku eterycznego ze skórki pomarańczy. W tym jednak przypadku wzrost pobudliwości nie był korzystny, gdyż podobnie jak dla nawłoci kanadyjskiej nastąpiła wyraźna dekoncentracja obiektu M, a więc brak możliwości porozumienia i kontaktu. Podobnie jak uprzednio parametr koncentracji w funkcji zadanych dawek olejku eterycznego z pomarańczy przedstawiono na wykresie – rysunek 6.

Tabela 2. Zestawienie wyników obserwacji obiektu M przy różnych dawkach olejku eterycznego ze skórki pomarańczy

Table 2. Summary of results of observations of the object M, at different doses of essential oil from orange

Lp.	Reakcja	Dawkowanie olejku eterycznego do pomieszczenia			
		Dawka 0	Dawka 1	Dawka 2	Dawka 3
1.	Samopoczucie	0	2	3	1
2.	Agresja	0	0	0	1
3.	Pobudliwość	0	0	0	2
4.	Aktywność poznawcza	0	2	3	0
5.	Koncentracja	0	3	3	-3

W tabeli 3 zestawiono wyniki obserwacji obiektu M także wobec dawkowania olejku eterycznego z cytrusa – tym razem z grejpfruta. Znowu zaobserwowano zbliżoną reakcję obiektu M wobec badanych parametrów jego zachowań zmiennych niezależnych jak dla nawłoci kanadyjskiej i olejku ze skórki pomarańczy, przy czym szybciej zaobserwowano wzrost pobudliwości u tego mężczyzny. Parametr zmienny zależny od koncentracji przedstawiono także graficznie na wykresie, rys. 7 – gdzie łatwo zauważyć, iż dla największej dawki olejku eterycznego z grejpfruta nastąpiła dekoncentracja obiektu M, jednak nieco mniejsza niż w przypadku pierwszych dwóch analizowanych powyżej olejków eterycznych; obiekt M jeszcze minimalnie reagował na polecenia.



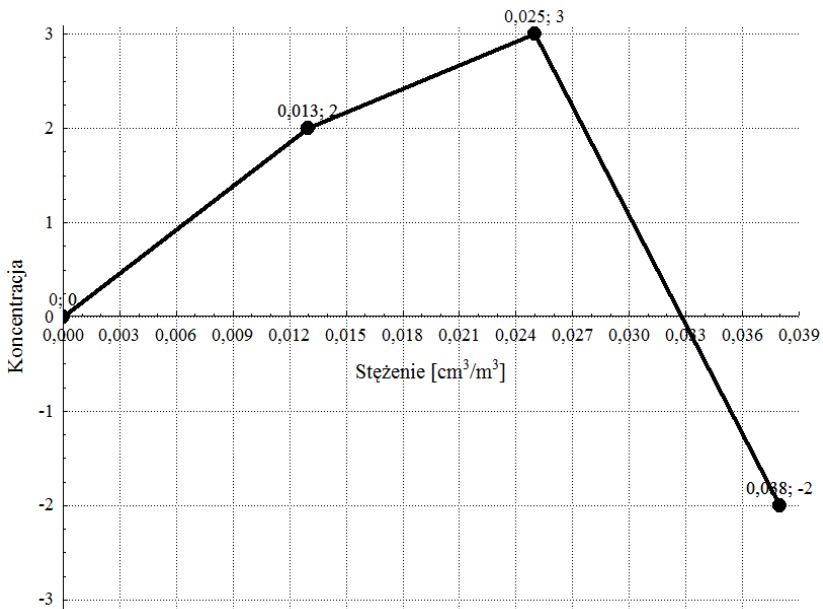
Rys. 6. Wpływ zmian stężenia dawki olejku eterycznego ze skórki pomarańczy na wskaźnik koncentracji – dekoncentracji; Obiekt M

Fig. 6. Effect of change of concentration of essential oil from orange in the room on concentration – deconcentration ratio; object M

Tabela 3. Zestawienia wyników obserwacji obiektu M przy różnych dawkach olejku eterycznego ze skórki grejpfruta

Table 3. Summary of results of observations of the object M, at different doses of essential oil from grapefruit

Lp.	Reakcja	Dawkowanie olejku eterycznego do pomieszczenia			
		Dawka 0	Dawka 1	Dawka 2	Dawka 3
1.	Samopoczucie	0	2	3	1
2.	Agresja	0	1	2	3
3.	Pobudliwość	0	1	2	3
4.	Aktywność poznawcza	0	2	2	0
5.	Koncentracja	0	2	3	-2



Rys. 7. Wpływ zmian stężenia w pomieszczeniu dawki olejku eterycznego ze skórki grejpfruta na wskaźnik koncentracji – dekoncentracji. Obiekt M
Fig. 7. Effect of change of concentration of essential oil from grapefruit in the room on concentration – deconcentration ratio; object M

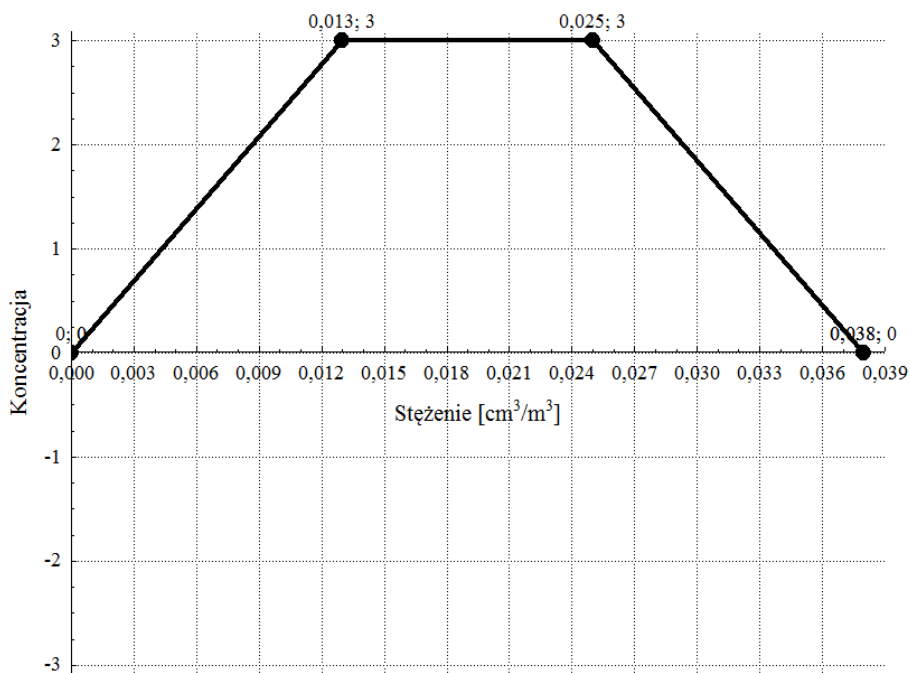
Wyniki badań wpływu różnych dawek olejku eterycznego z kolejnego tu trzeciego cytrusa tj. z cytryny także wskazuje, że efekt poznawczy i koncentracja uzyskuje obiekt, gdy stężenie dezodorowanego olejku mieści się w przedziale między pierwszą a drugą dawką, przy czym w tym przypadku nie zaobserwowano dekoncentracji obiektu, co obrazowo pokazuje wykres na rys. 8.

W tabeli 5 zaprezentowano wyniki obserwacji obiektu M przy dawkowaniu olejku eterycznego z anyżu. Otóż, w odróżnieniu do wpływu już powyżej analizowanych olejków z nawłoci kanadyjskiej, z pomarańczy, z grejpfruta oraz z cytryny anyż pomiędzy stężeniem wynikającym z dawki pierwszej i dawki drugiej spowodował pobudliwość obiektu M i mimo zaobserwowania pewnej koncentracji – ta aktywność poznawcza nie wzrosła w naszej ocenie.

Tabela 4. Zestawienie wyników obserwacji obiektu M przy różnych dawkach olejku eterycznego ze skórki cytryny

Table 4. Summary of results of observations of the object M, at different doses of essential oil from lemon

Lp.	Reakcja	Dawkowanie olejku eterycznego do pomieszczenia			
		Dawka 0	Dawka 1	Dawka 2	Dawka 3
1.	Samopoczucie	0	2	3	1
2.	Agresja	0	0	0	1
3.	Pobudliwość	0	0	0	1
4.	Aktywność poznawcza	0	3	3	1
5.	Koncentracja	0	3	3	0



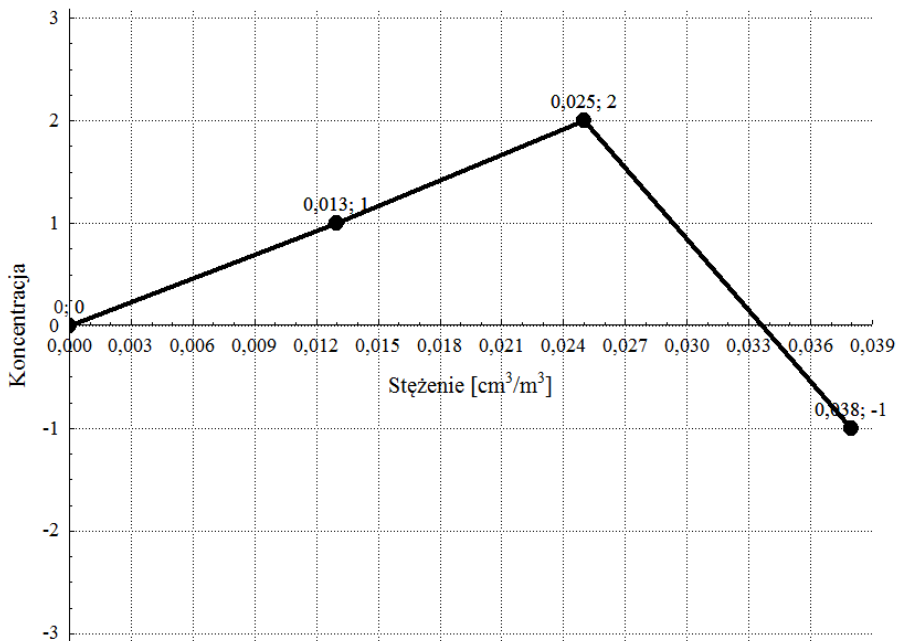
Rys. 8. Wpływ zmian stężenia w pomieszczeniu dawki olejku eterycznego ze skórki cytryny na wskaźnik koncentracji – dekoncentracji; Obiekt M

Fig. 8. Effect of change of concentration of essential oil from lemon in the room on concentration – deconcentration ratio; object M

Tabela 5. Zestawienie wyników obserwacji obiektu M przy różnych dawkach olejku eterycznego z anyżu

Table 5. Summary of results of observations of the object M, at different doses of essential oil from anise

Lp.	Reakcja	Dawkowanie olejku eterycznego do pomieszczenia			
		Dawka 0	Dawka 1	Dawka 2	Dawka 3
1.	Samopoczucie	0	1	2	-1
2.	Agresja	0	1	1	2
3.	Pobudliwość	0	2	2	1
4.	Aktywność poznawcza	0	0	0	0
5.	Koncentracja	0	1	2	-1



Rys. 9. Wpływ zmian stężenia w pomieszczeniu dawki olejku eterycznego z anyżu na wskaźnik koncentracji – dekoncentracji. Obiekt M

Fig. 9. Effect of change of concentration of essential oil from anise in the room on concentration – deconcentration ratio; object M

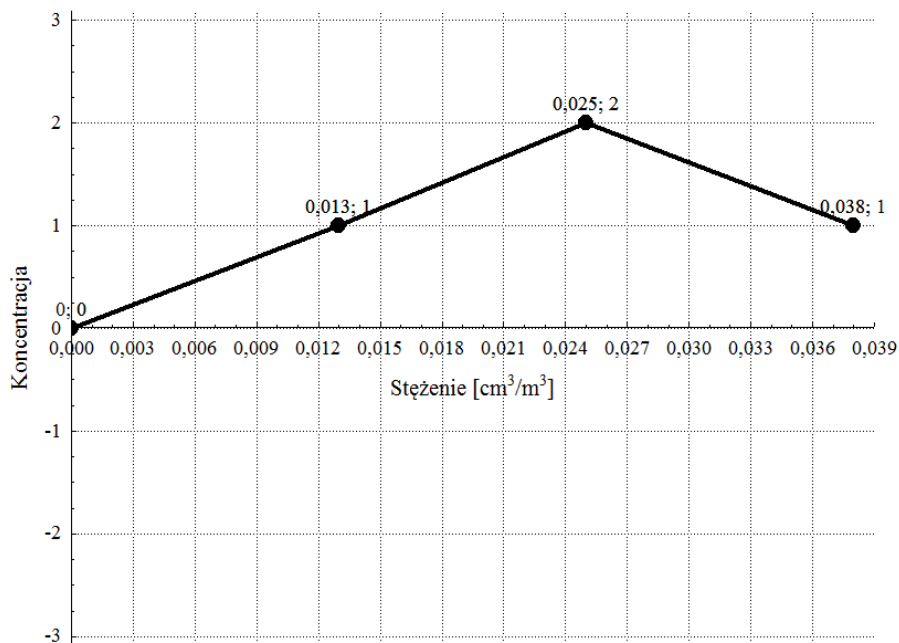
Wreszcie w tabeli 6 ukazano wpływ dezodoryzacji pomieszczenia, w którym przebywał obiekt M olejkiem eterycznym z imbiru, który podobnie jak anyż nie jest aż tak powszechny jak cytrusy. Wyniki obserwacji zawarte na tabeli 6 w odniesieniu do wyników analizowanych powyżej dla pięciu innych olejków eterycznych są zbliżone co do ich wpływu na obserwowane obiekty, przy czym nie zauważono w tym przypadku zachowań, które tu autorki określają jako quasi skrajne opisywane umownie poziomem cyfry 3. W tym przypadku nawet przy największej dawce – dawce 3 utrzymała się pewna wyższa koncentracja obiektu M wobec poziomu bazowego czyli poziomu zerowego.

Tabela 6. Zestawienie wyników obserwacji obiektu M przy różnych dawkach olejku eterycznego z imbiru

Table 6. Summary of results of observations of the object M, at different doses of essential oil from ginger

Lp.	Reakcja	Dawkowanie olejku eterycznego do pomieszczenia			
		Dawka 0	Dawka 1	Dawka 2	Dawka 3
1.	Samopoczucie	0	1	2	0
2.	Agresja	0	0	0	0
3.	Pobudliwość	0	1	2	1
4.	Aktywność poznawcza	0	1	2	1
5.	Koncentracja	0	1	2	1

Analiza powyżej zestawionego materiału badawczego rozpatrywana pod kątem zależności reakcji badanego obiektu M od właściwości działania danego olejku eterycznego wskazuje na wysoki stopień korelacji szczególnie w zakresie pobudliwości, samopoczucia oraz koncentracji uwagi. W przypadku nawłoci kanadyjskiej, która ma wysokie właściwości pobudzające i wzmacniające [6,7] nastąpiło wysokie pobudzenie prowadzące do dekoncentracji i rozdrażnienie uniemożliwiającego kontakt z badanym. Z kolei olejek ze skórki pomarańczy mający moc uspakajającą i kojącą [6,9] dopiero przy zastosowaniu najwyższej dawki stężenia spowodował dekoncentrację i pobudliwość. W dawce na poziomie 2 wywołał on duże zmiany w samopoczuciu i koncentracji uwagi, jednak nie spowodował pobudliwości.



Rys. 10. Wpływ zmian stężenia w pomieszczeniu olejku eterycznego z imbiru na wskaźnik koncentracji – dekoncentracji. Obiekt M

Fig. 10. Effect of change of concentration of essential oil from ginger in the room on concentration – deconcentration ratio; object M

Cytryna mająca właściwości sprzyjające koncentracji uwagi [6, 9] spowodowała efekt aktywności poznawczej i koncentracji uwagi przy czym nawet przy największym stężeniu nie doprowadziła do dekoncentracji. Podobnie aromat grejpfruta – ze względu na swe właściwości [6, 9] wywołał wysokie pobudzenie, drażliwość i aktywność poznawczą, jednak dekoncentracja, która wystąpiła przy najwyższym stężeniu nie była tak silna jak w przypadku nawłoci kanadyjskiej. Obserwacja obiektu M przy różnych dawkach olejku eterycznego z anyżu znanego z właściwości swojego kojącego działania [6,9] wywołała minimalną pobudliwość i brak aktywności poznawczej. Przy najwyższym stężeniu wystąpiła minimalna dekoncentracja. Natomiast imbir, który sprzyja koncentracji uwagi w średnim stopniu (dawka 2) wywołał pobudliwość, aktywność poznawczą i koncentrację.

Mając na uwadze najbardziej upośledzone sfery rozwoju obiektu M a więc sprawność i szybkość postrzegania, koncentracja uwagi oraz deprivacja sensoryczna [11] można zauważyć wysoką zależność reakcji od właściwości danego zapachu olejku eterycznego. Dlatego z punktu widzenia szeroko rozumianej terapii w pracy z osobami niepełnosprawnymi w stopniu znacznym i przejawiającymi cechy autyzmu, które reprezentował w badaniach obiekt M, aromaterapia ze względu na swoje właściwości terapeutyczne, profilaktyczne i zdrowotne powinna znaleźć szerokie zastosowanie w praktyce rewalidacyjnej. Argumenty, jakie za tym przemawiają są następujące:

- Osoba upośledzona w stopniu znacznym wykazuje poważnie obniżoną sprawność i szybkość spostrzegania. Spostrzeganie jest niedokładne. Ma trudności w rozpoznawaniu przedmiotów i wyodrębnianiu elementów.
- Poważnie zaburzona jest koncentracja uwagi. Koncentruje się tylko na przedmiotach służących zaspokajaniu potrzeb lub wyróżniających się np. zdecydowaną barwą. Dominuje uwaga mimowolna, brak jest uwagi dowolnej.
- Bardzo znacznie utrudnione jest również zapamiętywanie. Zakres pamięci jest znikomy i mała jest trwałość pamięci.
- Cechy autystyczne powodują lęk i stałe napięcie mięśniowe [11].

W kolejnych trzech tabelach, tj. tabelach 7, 8 oraz 9 przedstawiono obserwację zachowań kobiety – obiektu K cierpiącej na tzw. Zespół Downa – tylko dla trzech olejków dlatego, iż obiekt K wykazywał bardzo małą odporność na wszelkie przeziębienia, a tym samym dużą niesystematyczność w uczestniczeniu podczas zajęć w Warsztatach Terapii Zajęciowej. Ogólna analiza łączna wyników obserwacji wobec zmiennych zależnych tu przyjętych do analizy dla obiektu K dla trzech olejków eterycznych, tj. z nawłoci kanadyjskiej, z anyżu oraz z imbiru – pozwala zauważyć, że zachowania obiektu K są podobne jak dla obiektu M jednak zaznaczyć należy, że przeprowadzono mniej obserwacji w porównaniu z obiektem M.

Jeden z najważniejszych parametrów zmiennych zależnych tj. koncentracja przedstawiono w funkcji stężenia olejków na wykresach – rys. 11÷13, skąd można zaobserwować podobnie jak w przypadku obiektu M dekoncentrację obiektu K lecz nie tak ekstremalną.

Tabela 7. Zestawienie wyników obserwacji obiektu K przy różnych dawkach olejku eterycznego z nawłoci kanadyjskiej

Table 7. Summary of results of observations of the object K, at different doses of essential oil from Canada goldenrod

Lp.	Reakcja	Dawkowanie olejku eterycznego do pomieszczenia			
		Dawka 0	Dawka 1	Dawka 2	Dawka 3
1.	Samopoczucie	0	1	2	0
2.	Agresja	0	1	2	2
3.	Pobudliwość	0	0	1	2
4.	Aktywność poznawcza	0	0	2	0
5.	Koncentracja	0	1	2	-2

Tabela 8. Zestawienie wyników obserwacji obiektu K przy różnych dawkach olejku eterycznego z anyżu

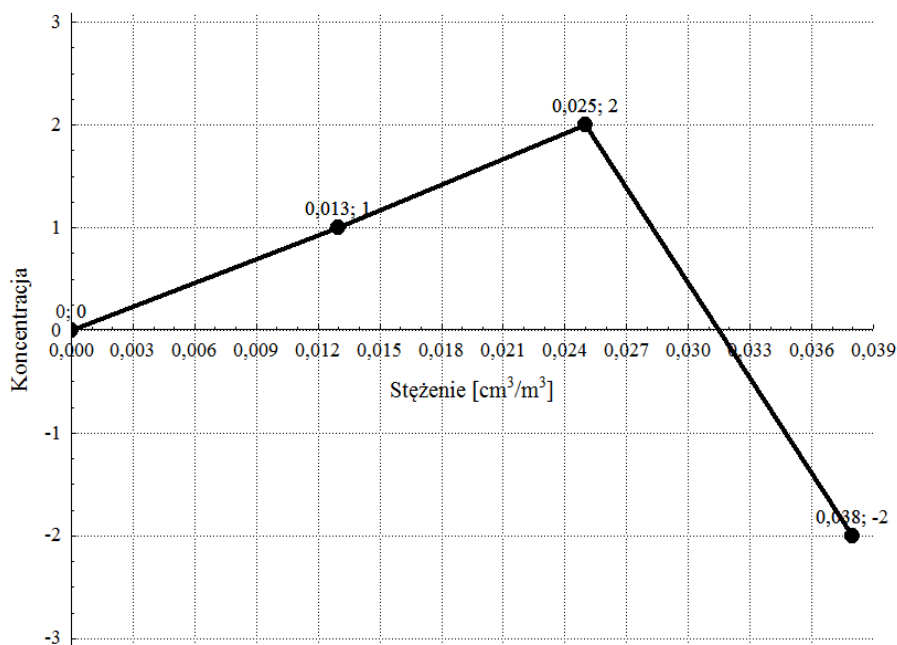
Table 8. Summary of results of observations of the object K, at different doses of essential oil from anise

Lp.	Reakcja	Dawkowanie olejku eterycznego do pomieszczenia			
		Dawka 0	Dawka 1	Dawka 2	Dawka 3
1.	Samopoczucie	0	0	0	0
2.	Agresja	0	1	2	1
3.	Pobudliwość	0	1	2	1
4.	Aktywność poznawcza	0	0	0	0
5.	Koncentracja	0	0	0	0

Tabela 9. Zestawienie wyników obserwacji obiektu K przy różnych dawkach olejku eterycznego z imbiru

Table 6. Summary of results of observations of the object K, at different doses of essential oil from ginger

Lp.	Reakcja	Dawkowanie olejku eterycznego do pomieszczenia			
		Dawka 0	Dawka 1	Dawka 2	Dawka 3
1.	Samopoczucie	0	0	1	0
2.	Agresja	0	0	0	0
3.	Pobudliwość	0	0	0	0
4.	Aktywność poznawcza	0	1	1	0
5.	Koncentracja	0	1	1	-1

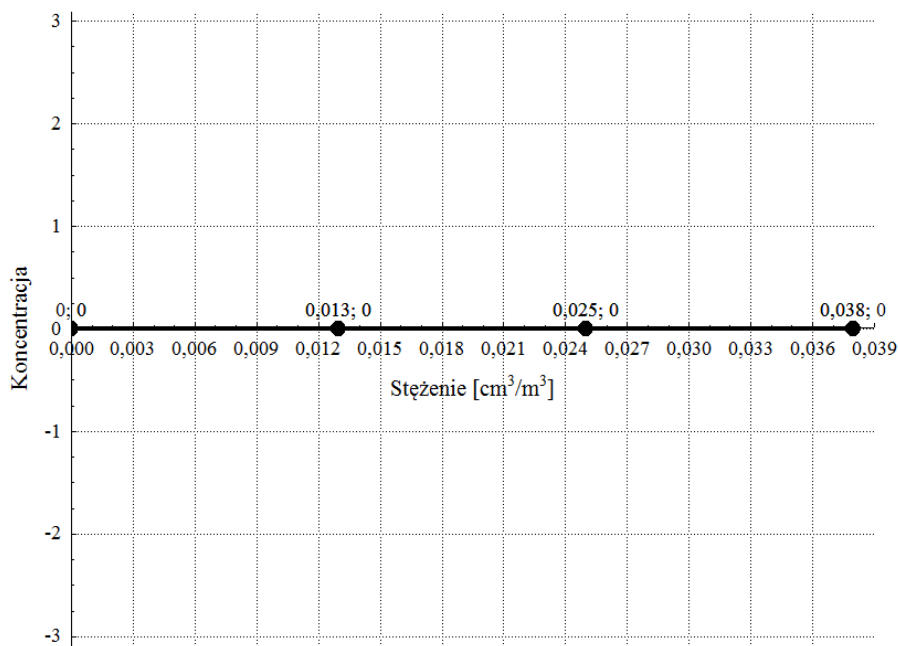


Rys. 11. Wpływ zmian stężenia w pomieszczeniu olejku eterycznego z nawłoci kanadyjskiej na wskaźnik koncentracji – dekoncentracji. Obiekt K

Fig. 11. Effect of change of concentration of essential oil from Canada goldenrod in the room on concentration – deconcentration ratio; object K

Analiza wyników obserwacji dla obiektu K wykazała, iż podobnie jak w przypadku obiektu M występuje duża zależność reakcji badanego obiektu od właściwości działania danego olejku eterycznego. Badania wykazały, iż właściwości lecznicze i zdrowotne nawłoci kanadyjskiej, anyżu i imbiru były równie skuteczne ze względu na swoje działanie jak w przypadku obiektu M w zakresie pobudliwości, samopoczucia oraz koncentracji uwagi. Ze względu na skłonności do występowania niektórych schorzeń obiektu K – osoby niepełnosprawnej intelektualnie w stopniu umiarkowanym z Zespołem Downa aromaterapia znajduje szczególne zastosowanie w leczeniu górnych dróg oddechowych, wrodzonych wad serca, niskiej odporności wirusowej oraz w zakresie rozwoju psychicznego, gdzie najbardziej upośledzoną sferę stanowi myślenie, proces spostrzegania oraz mniejsza trwałość uwagi i zdolność do koncen-

tracji [3]. Ponadto rozluźniające właściwości aromaterapii sprzyjają usprawnianiu wykonywania zadań manualnych ze względu na słaby rozwój sfery ruchowej – zdeterminowanej przez hipotonię [3].

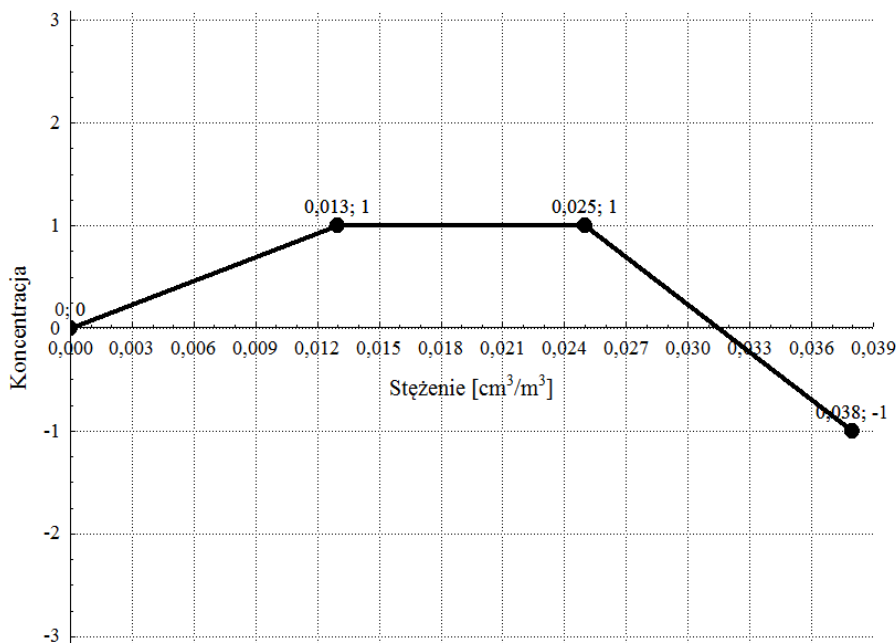


Rys. 12. Wpływ zmian stężenia w pomieszczeniu olejku eterycznego z anyżu na wskaźnik koncentracji – dekoncentracji. Obiekt K

Fig. 12. Effect of change of concentration of essential oil from anise in the room on concentration – deconcentration ratio; object K

Zatem lecznicze działanie olejków eterycznych w terapii obiektu K wydaje się uzasadnione. Ze względu na szerokie spektrum swoich oddziaływań na rozwój psychiczny, fizyczny i zdrowotny aromaterapia powinna cieszyć się wielkim uznaniem.

Stwierdzić należy, że aromaterapia niewątpliwie wspomaga stymulację rozwoju osób niepełnosprawnych, jednak powinna być prowadzona z należytą ostrożnością i wedle obowiązujących zasad i reguł. Podstawę stanowi kompleksowe podejście do pacjenta, indywidualność oraz wielostronność działania.



Rys. 13. Wpływ zmian stężenia w pomieszczeniu olejku eterycznego z imbiru na wskaźnik koncentracji – dekoncentracji. Obiekt K

Fig. 13. Effect of change of concentration of essential oil from ginger in the room on concentration – deconcentration ratio; object K

Oczywiście przedstawione powyżej wyniki obserwacji są wstępnymi badaniami auterek w oparciu o które będzie prowadzić się dalsze podobne badania na większym zbiorze obiektów zarówno mężczyzn jak i kobiet w zakresie niepełnosprawności określanej oddzielnie autyzmem oraz oddzielnie Zespołem Downa. Przyszłe badania będą przez to lepiej określały powtarzalność próby i zwrócą uwagę nie tylko na wpływ parametru zmiennej niezależnej tj. stężenia olejku do pomieszczenia, ale także parametru wieku badanego obiektu mężczyzny jak i kobiety w odniesieniu do analizy wyników bezpośrednio związanych z własnościami zdrowotnymi poszczególnych olejków, które skrótowo zaprezentowano w punkcie 3.2 – materiał użyty do badań.

5. Wnioski

Z przeprowadzonych wstępnych obserwacji dwóch obiektów K i M i interpretacji ich reakcji na działanie bodźców zewnętrznych – olejki eteryczne przy różnym stężeniu można podać pewne ogólne wnioski:

1. Zapach określonego olejku eterycznego rozpylony w pomieszczeniu, w którym przebywają mężczyzna – obiekt M oraz kobieta – obiekt K, nie pozostaje bez wpływu na sposób ich reagowania i komunikacji zarówno w przypadku autyzmu jak i w przypadku Zespołu Downa.
2. Zauważono, iż istnieje pewna quasi optymalna wartość stężeń poszczególnych olejków eterycznych usytuowana pomiędzy stężeniem dawki 2 oraz dawki 3 taka, w której pozytywna skuteczność aromatu wyraźnie objawia się lepszym samopoczuciem, większą aktywnością poznawczą i wyższym poziomem koncentracji.
3. Zauważono, iż przedawkowanie olejków eterycznych, a więc przekroczenie określonych stężeń ich dezodorowania pomiędzy dawką 2 a dawką 3, wywołuje efekt negatywny zachowań zarówno mężczyzny – obiektu M jak i kobiety – obiektu K; pojawia się dekoncentracja a aktywność poznawcza wyraźnie obniża się.

Literatura

1. **Brud W.S., Konopacka-Brud I.:** *Pachnąca apteka: tajemnice aromaterapii.* „Pagina”, Warszawa, 1998.
2. **Cunningham C.:** *Dzieci z Zespołem Downa,* WSiP, Warszawa s. 103, 1992.
3. **Flawer E.:** *Aromaterapia.* Poligraf, Wrocław, 2000.
4. **Górską I.:** *Odporność psychiczna a choroby przewlekłe na tle nerwowym uwarunkowane jakością środowiska życia człowieka.* Rocznik Ochrony Środowiska, Tom 11, Rok 2009.
5. herbs.2000.com
6. **Jane D.:** *Aromaterapia: opis działania 58 olejków eterycznych.* Ravi, Łódź, 2000.
7. **Kadłubowska-Siedlarz G.:** *Zabiegi dla zdrowia i urody: rady doświadczonej kosmetyczki.* Klub dla Ciebie, Warszawa, 2002.
8. **Kielin J.:** *Profil rozwoju ucznia.* Gdańsk, 2002.
9. **Konopacka-Brud I.:** *Aromaterapia dla każdego.* Studio Astropsychologii, Białystok, 2002.
10. **Kośmider J., Mazur-Chrzanowska B., Wyszyński B.:** *Odory.* Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2002.

11. **Kośmider J.:** *Sensoryczne metody oceny zapachowej jakości powietrza i skuteczności dezodoryzacji.* Prace Naukowe Politechniki Szczecińskiej, nr. 422, Szczecin, 1991.
12. **Kośmider J., Rutkowski J.D., Szklarczyk M.:** *Substancje odorotwórcze w środowisku.* Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 1995.
13. **Kowalewska E.(tłum.):** *Aromaterapia – pachnąca sztuka. Domowe stosowanie olejków eterycznych.* Wiedza i Życie, Warszawa, 1996.
14. **Magiera L.:** *Masaż w kosmetyce i odnowie biologicznej.* Wydawnictwo BIO-STYL, Kraków, 2007.
15. **Matuszkiewicz W.:** *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski.* Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2006.
16. **Miosga L.:** *Pomóż mi być. Komunikacja i stymulacja zmysłowa osób ze znaczną i głęboką niepełnosprawnością umysłową.* Oficyna Wydawnicza „Impuls”, Kraków, 2006.
17. **Piecuch T., Sasinowski M., Nowak A., Dąbrowski J., Kościerzyńska-Siekan G., Dworaczyk J., Zaręba W.:** *Produkcja i rozpylanie roztworów neutralizujących przykre zapachy w hali podczyszczalni ścieków „SUPERFISH”.* Rocznik Ochrony Środowiska, Tom 8, Rok 2006.
18. **Piecuch T., Andrijevskaja L., Juraszka B., Kowalczyk A., Pol K., Zimoch A.:** *Neutralizacja przykrych zapachów poprzez rozpylanie roztworów powstałych na bazie ekstraktów z owoców cytrusowych, imbiru oraz goździków.* Rocznik Ochrony Środowiska, Tom 10, Rok 2008.
19. **Piecuch T., Andryjevski B., Andryjevskaja L., Juraszka B., Kowalczyk A.:** *Produkcja i rozpylanie roztworów neutralizujących przykre zapachy powstałych na podstawie ekstraktów z geranium, kminku zwyczajnego, anyżu, jałowca pospolitego oraz czarnuszki.* Rocznik Ochrony Środowiska, Tom 11, Rok 2009.
20. **Piecuch T., Zaremba W.:** *Zastosowanie środków maskujących odory, powstałych na bazie olejków eterycznych owoców cytrusowych.* Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska politechniki Koszalińskiej Nr 23, 2007.
21. **Podbielkowski Z.:** *Słownik roślin użytkowych.* PWRiL, Warszawa, 1989.
22. **Rutkowski L.:** *Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski niżowej.* Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2006.
23. **Romanowska D.:** *Zapachy zdrowia.* Tygodnik „Wprost”, nr 858, 09 maja 1999.
24. **Sheila L.:** *Aromaterapia: przewodnik.* J&BF, Warszawa, 1998.
25. **Stachowicz K.:** *Praktyczna aromaterapia.* Anahata, Warszawa, 1999.
26. **Stratford B.:** *Zespół Downa.* PZWL, Warszawa, s. 145, 1993.
27. **Wichowska J.:** *W świecie zapachów.* Remedium, 2001.

28. **Wright J.:** *Pokonać stres*. Muza, Warszawa, 1998.
29. **Wiszniaowska-Zielińska N.:** *Kreatywna psychopedagogika. Psychologia twórczego nauczania*. Podręcznik naukowo-metodyczny, Mińsk, s. 240, 1995.
30. www.poradnikzdrowia.pl
31. www.ziołaiprzyprawy.interia.pl
32. **Łobocki M.:** *Metody badań pedagogicznych*. Warszawa, s. 197, 2001.

Aromatherapy as a Support in Psychopedagogy

Abstract

Healing properties of aromatics produced from herbs, flowers and fruits have been known for many years and their use in the generally understood therapy is not new.

Psychopedagogy as a scientific discipline that studies mental processes, many therapies and training projects is based on treatment by the essence (smell). In the range of its methods, because of the healing and therapeutic properties, it often uses aromatherapy, understood as a therapy by the scent, which uses natural essential oils in the treatment and health prophylaxis. Thanks to sensual sensations stemming from natural essential oils anxiety reduction agitation or calm, improvement of mood, reviving and refreshing of mind, sharpening of senses and improvement of ability to concentrate take place. It is recommended, especially among people, such as persons with intellectual disabilities.

In order to gather the material required for examination of importance of aromatherapy in stimulation of development of disabled people method of observation was used, that is perception of people and accompanying phenomena, events or processes and the conditions and situations in which they participate and are present. Technique of overt programmed participant observation was used in it. This technique takes place when people are informed about the role of the investigator. The tool of observation was observation sheet, in other words the questionnaire with scheduled all issues covered by observation. In certain sections under certain issue all perceived facts, events and circumstances relevant to the examined phenomenon.

Within participant observation relation to specific behaviours of examined objects – individuals, whose behaviour were defined dependent variables was found.

For evaluation of conducted observations of mentioned behaviour, authors adopted an symbolic scale from 0, 1, 2 and 3, but for concentration parameter, opposite of that idea, that is de-concentration was adopted in range from 0 to minus 3. Variable independent parameters –results of experience were

observations in the area: state, aggression, excitability, cognitive activity, concentration – de-concentration.

The place of examinations in the field of aromatherapy in the psychopedagogical interactions was Psychoeducational Workshop located in the building of Occupational Therapy Workshop of Polish Association for Mentally Retarded Persons in Koszalin. Objects, which were directly examined were following person:

- a male aged 27, with detected intellectual disability in a considerable degree with characteristics of autism, indicated in further studies as an object M (male),
- a female aged 28 with intellectual disability in a moderate degree and Down Syndrome, marked as an object K (female).

The conducted preliminary observations of two objects K and M and interpretation of their reaction to external stimuli – essential oils at different concentrations allows to draw some general conclusions:

- Smell of specific essential oil sprayed in the room, which accommodates a male –object M and a female –object K, has an impact on how they react and communicate for both cases: autism and Down syndrome.
- It was noted that there is a quasi-optimal concentration of each essential oils located between dose level 2 and 3 in which the positive effectiveness of aroma clearly manifests in better moods, higher cognitive activity and higher levels of concentration.
- It was noted that an overdose of essential oils, thus exceeding the prescribed concentration between dose 2 and dose 3, has a negative effect on behaviour of both male –object M and a female –object K. De-concentration occurs and cognitive activity clearly decreases.



Statyka biofiltracji wybranych układów lotnych związków organicznych i źróź naturalnych

Klaudia Chmiel-Kurowska, Anna Gawlik, Michał Palica
Politechnika Śląska, Gliwice

1. Wstęp

Biofiltracja wyróżnia się wśród metod oczyszczania gazów z lotnych związków organicznych, występujących przy relatywnie niskich stężeniach (VOC's), bezodpadowością i niskimi kosztami jednostkowymi procesu ([1, 2]). Stąd od lat 80-tych XX wieku obserwuje się coraz większy obszar jej zastosowania i bardziej precyzyjny opis. Pierwszą propozycję modelu matematycznego biofiltracji podali w r. 1983 Ottengraf i van den Oever [3]. Przyjęli oni pełne pokrycie złoża biofilmem i bioreakcję 1-go lub 0-go rzędu, zależnie od wartości stężenia składnika czynnego w gazie. W uproszczeniu, przy rozwiniętej florze mikroorganizmów i niedomiarze takiego składnika (pożywienia dla flory), reakcja biofiltracji jest pierwszego rzędu. Natomiast przy dużym nadmiarze i takiej samej florze reakcja jest zerowego rzędu (czyli większy lub mniejszy nadmiar składnika czynnego nie wpływa wówczas na szybkość bioreakcji). Skuteczność biofiltracji zależy wtedy od warunków hydrodynamicznych przepływu gazu, warunków dyfuzyjnych, reakcyjnych, charakterystyki złoża i podatności zanieczyszczenia na biofiltrację (czyli od stosunku stężenia w fazie gazowej do stężenia równowagowego w fazie ciekłej [4]). Kolejne rozwijane modele zakładały niepełne pokrycie nośnika biofilmem i adsorpcję zanieczyszczenia na tych fragmentach

wypełnienia, które nie były pokryte filmem ([5]). W [3]÷[5] przyjęto przepływ tłokowy gazów przez złożę biofiltracyjne. Hodge i Devigny [6] nałożyli z kolei na przepływ tłokowy dyspersję wzdłużną [6], Deshusses, Hamer i Dunn ([7, 8]) stwierdzili, że przy dużym nadmiarze tlenu w gazach poddanych biofiltracji można zaniechać adsorpcję zanieczyszczeń i uwzględnić jedynie wnikanie masy odorantu do biofilmu. Zwarty opis takiego modelu, w którym ponadto uwzględniono zmianę współczynnika wnikania masy z gazu do biofilmu w czasie podali Kawalec-Pietrenko i Świsłowski [9]. Wreszcie w [10] podano modyfikację równania Monoda na człon reakcyjny bilansu masy przyjmując w nim reakcję n -tego rzędu. W pracy tej stwierdzono, że rozbudowane modele, ze względu na dużą liczbę występujących parametrów (określanych doświadczalnie), mają ograniczone znaczenie, natomiast proste modele, choć są najczęściej mniej dokładne, są bardziej zrozumiałe i wystarczające do opisu procesu.

Bilans masy wraz z warunkami brzegowymi i początkowymi podano w [10]. Warto tu wspomnieć, że jednym z warunków brzegowych jest założenie Danckwertsa [11], iż poza biofiltrem dyspersja wzdłużna nie występuje. Praktyczne wykorzystanie modelu wymaga określenia porowatości złoża, współczynnika podziału, współczynnika wnikania masy substancji czynnej do fazy stałej, znajomości współczynnika dyspersji wzdłużnej i przyjęcia kinetyki biodegradacji (zwykle dyspersja osiowa w niewielkim stopniu wpływa na efektywność procesu i człon ten w równaniu bilansowym można pominąć). W praktyce przyjmuje się, że liniowa prędkość przepływu zanieczyszczonych gazów przez złożę wynosi $0,02\div 0,08$ m/s, a czas przebywania kilkanaście-kilkadziesiąt sekund, co odpowiada wysokości czynnej złóż w granicach $1,0\div 1,5$ m.

2. Cel i zakres badań

Głównym celem omawianych tu badań było wyznaczenie obszarów, w których obowiązuje kinetyka biofiltracji zerowego rzędu i pierwszego rzędu dla wybranych układów VOC's – złożę biofiltracyjne (przy czym w pracy ograniczono się do statyki procesu) oraz porównanie wyników tych badań z odpowiednimi obliczeniami.

W badaniach (prowadzonych w latach 1998-2003 w Ośrodku Badaawczo-Rozwojowym „Barowent” w Katowicach, poddanym w r. 2003 likwidacji) wytypowano i przebadano następujące układy:

- keton metylo-etylowy (MEK) na złożu torfowym
- keton metylo-etylowy (MEK) na złożu z frakcjonowanej kory sosnowej
- butanol na złożu z frakcjonowanej kory sosnowej
- trietyloamina na złożu z torfu kwaśnego częściowo odkwaszonego
- butanol na złożu z torfu kwaśnego częściowo odkwaszonego
- trietyloamina na złożu ze zrębów drzewnych
- trietyloamina na złożu kompostowym.

Badanie skuteczności biofiltracji prowadzono na odcinku ustabilizowanej pracy złóż (po ich „wpracowaniu”, a więc po czasie 4÷8 tygodniowej ich eksploatacji) w kolumnie o średnicy wewnętrznej 0,175 [m] i wysokości czynnej złóż 0,45 (0,46) [m] lub 0,225 [m]. Zakres stężeń VOC's odpowiadał orientacyjnie $C_1 \approx 1 \div 100$ [mg/m³], natężenie przepływu gazu wynosiło $\dot{V} = 2 \div 10$ [m³/h].

Stężenia przed i za kolumną biofiltracyjną określano chromatograficznie. Gaz podawany na kolumnę był nawilżony do $\phi = 80\%$ (prowadzenie badań przy wyższym ϕ nastęrczało trudności eksploatacyjne związane z lokalnym wykraplaniem wilgoci), również złoża w każdym wypadku były wstępnie nawilżane. Pewne trudności związane z nawilżaniem złóż wystąpiły dla ziemi kompostowej. Podczas testu dla kory frakcjonowanej i zrębów drzewnych nie było żadnych przeciwwskazań, by złoża eksploatowane periodycznie co pewien czas nawilżać, bez niepożądanych skutków, np. powodujących zmianę ich przepuszczalności. Wszystkie badania prowadzono w warunkach laboratoryjnych w temp. $20 \pm 2^\circ\text{C}$). Dane źródłowe dla poszczególnych układów znajduje się w pracach [12÷19] i na ich podstawie przygotowano i opracowano szereg artykułów, z których najważniejsze to prace [20÷30], opublikowane w latach 2002÷2008 (wcześniejszych prac, dotyczących zarówno dezodoryzacji jak i hydrauliki złóż w niniejszej publikacji nie cytowano).

3. Statyka procesu biofiltracji

Jak wcześniej wspomniano, szybkość asymilacji r_i substratu „i” przez mikroorganizmy znajdujące się w biofiltrze opisuje równanie Monoda w postaci:

$$r_i = \mu_{im} \frac{q_i}{K'_{im} + q_i} \quad (1)$$

gdzie:

K'_{im} – stała Monoda, $[g/m^3]$,

μ_{im} – maksymalna szybkość asymilacji, $[g/(m^3 \cdot s)]$,

q_i – stężenie substratu „i” w fazie stałej, $[g/m^3]$.

Bilans masowy w fazie gazowej zawiera człon niestacjonarny (akumulacyjny), dopływu i odpływu masy oraz człon reakcyjny, natomiast w fazie stałej zmiana stężenia w tej fazie zawiera człon niestacjonarny, adsorpcyjny i reakcyjny [10], [21]. Użytkowników biofiltrów interesuje zwykle skuteczność procesu definiowana jako:

$$\eta = (C_1 - C_2)/C_1 \quad (2)$$

gdzie:

C_1, C_2 – stężenia masowe odorantu na wlocie i wylocie z kolumny biofiltracyjnej, $[g/m^3]$.

Dla statyki procesu (ustabilizowanej pracy złoża) i reakcji zerowego rzędu zachodzi:

$$\eta = \frac{\mu_0 \tau}{C_1} \quad (3)$$

gdzie:

$$\tau = \frac{\varepsilon V}{\dot{V}} \quad (4)$$

Wielkość ta odpowiada czasowi przebywania. W teorii reaktorów chemicznych znana jest jako tzw. czas przestrzenny [11], przy czym:

V – objętość złoża, $[m^3]$,

\dot{V} – objętościowe natężenie przepływu gazu, $[m^3/s]$,

μ_0 – stała szybkości biofiltracji zerowego rzędu, $[g/(m^3 \cdot s)]$.

Dla statyki procesu i reakcji 1-go rzędu:

$$y = 1 - e^{-\mu_1 \tau} \quad (5)$$

μ_1 – stała szybkości biofiltracji pierwszego rzędu, [1/s].

Równanie (3) wynika z następującego rozumowania:

Zmiana strumienia masy składnika czynnego w gazie wzdłuż kolumny wynosi $(\dot{V}C_i)_{x+dx} - (\dot{V}C_i)_x$ i wynika ona z zachodzącej reakcji zerowego rzędu w objętości $\varepsilon F dx$, gdzie F – przekrój poprzeczny kolumny, ε – porowatość złoża.

Ponieważ $dx < 0$, zatem bilans masowy takiej reakcji ma postać:

$$(\dot{V}C_i)_{x+dx} - (\dot{V}C_i)_x = -\mu_0 \varepsilon F dx \quad (6)$$

$$\frac{dC_i}{dx} = \frac{-\mu_0 \varepsilon F}{\dot{V}} \quad (7)$$

Rozwiązaniem tego równania przy warunkach:

$x = 0$ $C_i = C_1$ oraz $x = x$ $C_i = C_2$ jest

$$C_1 - C_2 = \mu_0 \cdot \tau \quad (8)$$

Jeśli wprowadzić do tego równania obustronnie w mianowniku C_1 uzyskuje się równanie (3).

Rozwiązanie bilansu masowego dla reakcji pierwszego rzędu w postaci:

$$(\dot{V}C_i)_{x+dx} - (\dot{V}C_i)_x = -\mu_1 C_i \varepsilon F dx \quad (9)$$

czyli

$$\frac{dC_i}{dx} = \frac{-\mu_1 C_i \varepsilon F}{\dot{V}} \quad (10)$$

daje

$$\ln \frac{C_2}{C_1} = \frac{-\mu_1 \varepsilon V}{\dot{V}} = -\mu_1 \tau \quad (11)$$

z którego w prosty sposób wyprowadza się równanie (5).

W pracach źródłowych [12]÷[19] korzystano m.in. z pojęcia czasu kontaktu, definiowanego jako:

$$\tau_k = V/\dot{V} \quad (12)$$

który jest związany z czasem przestrzennym τ

$$\tau = \varepsilon\tau_k \quad (13)$$

Ponieważ w biofiltracji operuje się często szybkością procesu biodegradacji wyrażoną jako:

$$\dot{V}_r = \frac{C_1 - C_2}{\tau_k} \quad (14)$$

i tzw. jednostkowym obciążeniem złoża

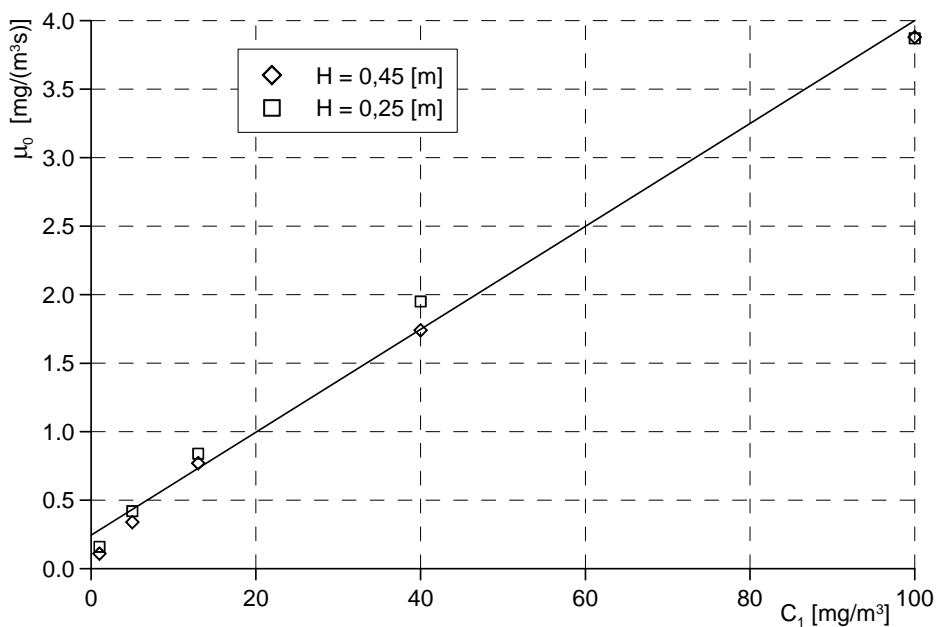
$$\dot{O} = C_1/\tau_k \quad (15)$$

których nie zawierają prace źródłowe [12]÷[19], w [31] przeliczono te dane zamieszczając dodatkowo w tabelach pomiarowo-obliczeniowych następujące wielkości: t , C_1 , C_2 , τ_k , \dot{V}_r , \dot{O} , η , $\Delta C = C_1 - C_2$, $1 - C_2/C_1$, $\ln(C_2/C_1)$, τ , μ_0 , μ_1 , gdzie t oznacza czas wykonania oznaczenia od momentu rozpoczęcia danej serii pomiarowej (w większości przypadków jedna seria obejmowała 12÷13 oznaczeń prowadzonych przez 5,5÷6 godzin, co 30 minut).

4. Wyniki badań i obliczeń

Fragment tabeli obliczeniowej zamieszczono w tabeli 1. Dane tej tabeli dotyczą złoża z frakcjonowanej kory sosnowej i ketonu metyloetylowego, stężenia wlotowego $C_1 = 40$ [mg/m³], wysokości czynnej złoża $H = 0,45$ m i objętościowego natężenia przepływu gazu $\dot{V} = 2$ [m³/h], (co odpowiada czasowi kontaktu $\tau_k = 19,5$ [s] i czasowi przestrzennemu $\tau \approx 14,4$ [s]). Podobne tabele dla tego układu przy $\dot{V} = 4, 6, 8, 10$ [m³/h] znajdują się w [31]. Nie wszystkie układy zostały przebadane równie szczegółowo, ale praktycznie dla każdego z nich można było skonstruować wykresy $\mu_0 = f(C_1)$ oraz $\mu_1 = f(C_1)$ i na ich podstawie stwierdzić, czy pierwsza lub druga funkcja jest w przybliżeniu liniowa. W przypadku MEK i złoża z kory sosnowej wykresy te mają przebiegi pokazane na rys. 1÷2, przy czym układ MEK – złoże z kory sosnowej daje najlepsze przebiegi takich odwzorowań, inne zanieczyszczenia i złoża mają nieco gorsze odwzorowania.

Keton etylo-metylowy na złożu z frakcjonowanej kory sosnowej



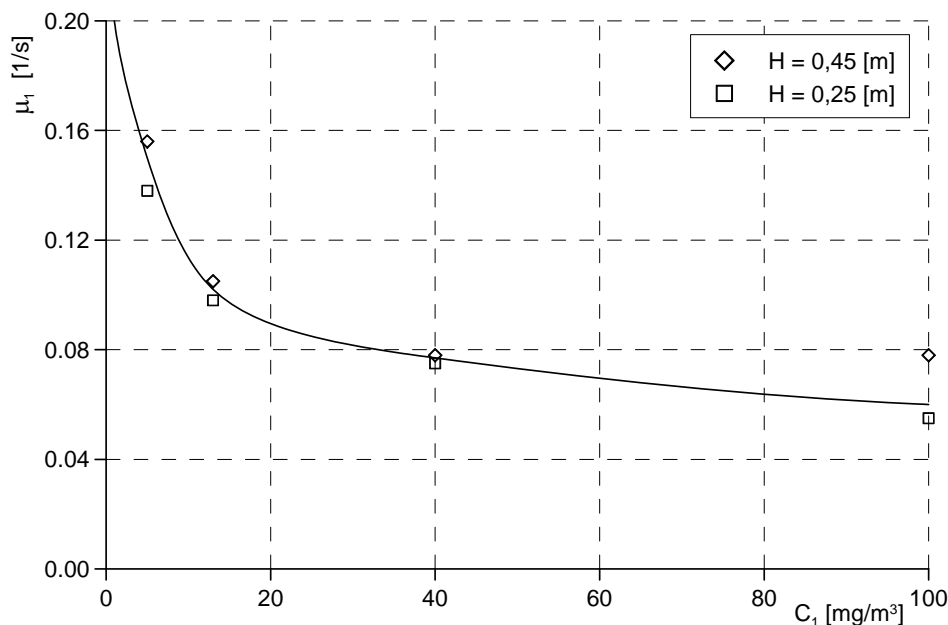
Rys. 1. Zależność stałej szybkości biofiltracji μ_0 , (przy założeniu kinetyki zerowego rzędu) od C_1 dla MEK w zakresie $\tau = 2,16 \div 14,4$ [s]

Fig. 1. Biofiltration rate constant, μ_0 , as a function of C_1 for MEK in the range $\tau = 2,16 \div 14,4$ [s] (for zero-order kinetics)

Tabela 1. Wyniki pomiarów i obliczeń dla układu Keton etylowo-metylowy – frakcjonowana kora sosnowa [14];
 $C_{1 \text{ teor.}} = 40 \text{ [mg/m}^3\text{]}, \tau_k = 19,48 \text{ [s]}, H = 0,45 \text{ [m]}, \dot{V} = 2 \text{ [m}^3\text{/h]}$

Table 1. Methyl-ethyl ketone – fractionated pine tree bark system [14]; $C_{1 \text{ teor.}} = 40 \text{ [mg/m}^3\text{]}, \tau_k = 19,48 \text{ [s]},$
 $H = 0,45 \text{ [m]}, \dot{V} = 2 \text{ [m}^3\text{/h]}$

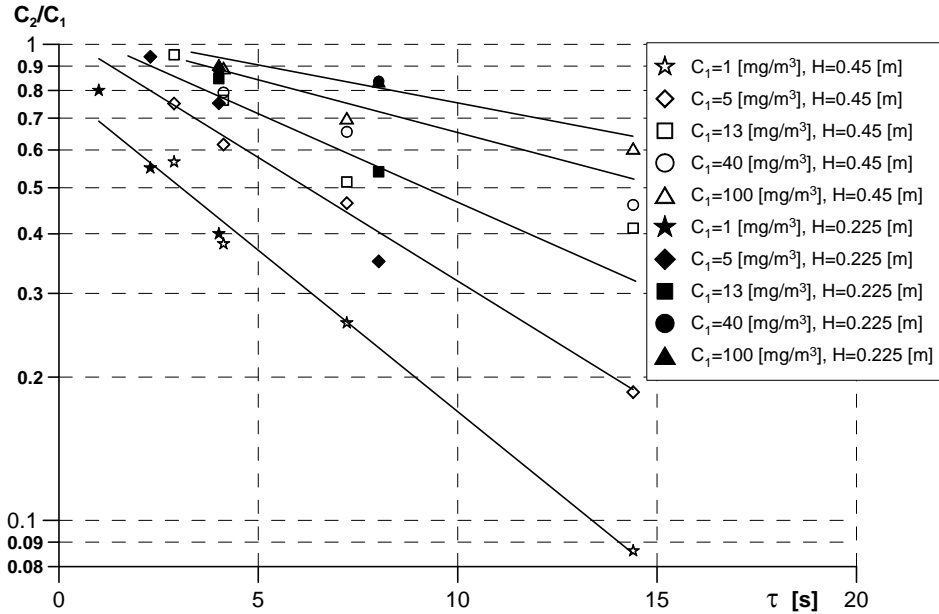
t [s]	C_1 [mg/m ³]	C_2 [mg/m ³]	τ_k [s]	V_r [mg/m ³]	\dot{O} [mg/(m ³ s)]	η [%]	$\Delta C = C_1 - C_2$	$1 - \frac{C_2}{C_1}$	$\ln \frac{C_2}{C_1}$	τ [s]	μ_0 [mg/(m ³ s)]	μ_1 [1/s]
0	38,365	0	19,48278	1,96917	1,96917	100,00000	0,03837	1,00000	-	14,44064	0,00174	-
900	40,171	0,0112	19,48278	2,06130	2,06187	99,97212	0,04016	0,99972	-8,18499	14,44064	0,00174	0,0779
1800	40,454	1,8731	19,48278	1,98026	2,07640	95,36980	0,03858	0,95370	-3,07257	14,44064	0,00174	0,0779
2700	39,904	6,4982	19,48278	1,71463	2,04817	83,71542	0,03341	0,83715	-1,81495	14,44064	0,00174	0,0779
3600	40,169	13,304	19,48278	1,37891	2,06177	66,87993	0,02687	0,66880	-1,10503	14,44064	0,00174	0,0779
4500	39,818	17,421	19,48278	1,14958	2,04375	56,24843	0,02240	0,56248	-0,82664	14,44064	0,00174	0,0779
5400	40,096	21,844	19,48278	0,93683	2,05802	45,52075	0,01825	0,45521	-0,60735	14,44064	0,00174	0,0779
6300	39,69	23,368	19,48278	0,83777	2,03718	41,12371	0,01632	0,41124	-0,52973	14,44064	0,00174	0,0779
7200	40,538	23,523	19,48278	0,87334	2,08071	41,97296	0,01702	0,41973	-0,54426	14,44064	0,00174	0,0779
8100	40,157	21,789	19,48278	0,94278	2,06115	45,74047	0,01837	0,45740	-0,61139	14,44064	0,00174	0,0779
9000	40,08	21,013	19,48278	0,97866	2,05720	47,57236	0,01907	0,47572	-0,64574	14,44064	0,00174	0,0779
9900	40,163	22,725	19,48278	0,89505	2,06146	43,41807	0,01744	0,43418	-0,56948	14,44064	0,00174	0,0779
10800	39,888	22,399	19,48278	0,89766	2,04735	43,84527	0,01749	0,43845	-0,57706	14,44064	0,00174	0,0779
11700	40,189	22,731	19,48278	0,89607	2,06280	43,43975	0,01746	0,43440	-0,56986	14,44064	0,00174	0,0779
12600	40,574	22,817	19,48278	0,91142	2,08256	43,76448	0,01776	0,43764	-0,57562	14,44064	0,00174	0,0779
13500	40,133	22,972	19,48278	0,88083	2,05992	42,76032	0,01716	0,42760	-0,55792	14,44064	0,00174	0,0779
14400	40,281	22,178	19,48278	0,92918	2,06752	44,94178	0,01810	0,44940	-0,59678	14,44064	0,00174	0,0779
15300	40,326	23,135	19,48278	0,88237	2,06983	42,63006	0,01719	0,42630	-0,55565	14,44064	0,00174	0,0779
16200	40,281	22,713	19,48278	0,90172	2,06752	43,61361	0,01757	0,43614	-0,57294	14,44064	0,00174	0,0779
17100	40,447	22,759	19,48278	0,90788	2,07604	43,73130	0,01769	0,43731	-0,57503	14,44064	0,00174	0,0779
18000	40,084	22,846	19,48278	0,88478	2,05741	43,00469	0,01724	0,43005	-0,56220	14,44064	0,00174	0,0779
18900	40,126	22,248	19,48278	0,91763	2,05956	44,55465	0,01788	0,44555	-0,58977	14,44064	0,00174	0,0779
19800	40,848	23,718	19,48278	0,87924	2,09662	41,93596	0,01713	0,41936	-0,54362	14,44064	0,00174	0,0779



Rys. 2. Zależność stałej szybkości biofiltracji μ_1 , (przy założeniu kinetyki pierwszego rzędu) od C_1 dla MEK w zakresie $\tau = 2,16 \div 14,4$ [s]

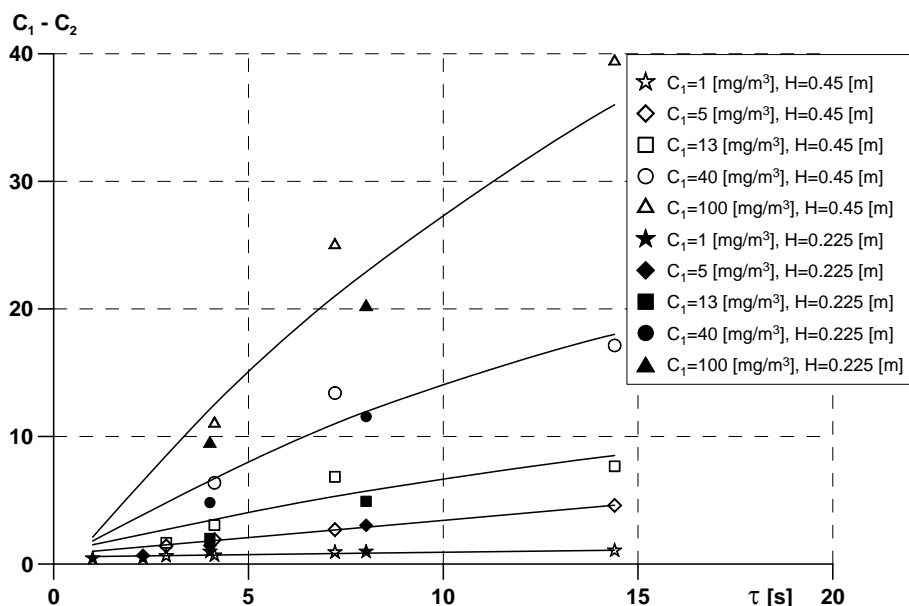
Fig. 2. Biofiltration rate constant, μ_1 , as a function of C_1 for MEK in the range $\tau = 2,16 \div 14,4$ [s] (for first-order kinetics)

Kolejne wykresy – rys. 3, 4 dla tego samego układu pozwalają stwierdzić, kiedy kinetyka bioreakcji może być przyjmowana zgodnie z równaniem (3), a kiedy z (5). Dane na wykresach dotyczą ustabilizowanej pracy złoża, tzn. po czasie przebywania $t = 6$ [h], ale czas stabilizacji przyjęto tu arbitralnie i w niektórych przypadkach mógł on być większy od 6 [h]. Dla przykładowego i analizowanego tu układu MEK – kora sosnowa w szerokim zakresie τ obowiązuje reakcja pierwszego rzędu. Podobne obserwacje dotyczą pozostałych układów, ale przejście z reakcji pierwszego rzędu na reakcję zerowego rzędu ma tam miejsce przy niższych stężeniach C_1 . Potwierdzają one model Ottengrafa i van den Oevera [3] dla statyki procesu biofiltracji, przy czym granica przejścia z jednego obszaru w drugi winna być traktowana jako orientacyjna (nie można jej na podstawie danych pracy [31] określić precyzyjnie i jednoznacznie).



Rys. 3. Zależność stosunku (C_2/C_1) od czasu przebywania τ fazy gazowej w biofiltrze (przy przyjęciu kinetyki pierwszego rzędu) dla $H = 0,45$ [m] i $H = 0,225$ [m]

Fig. 3. C_2/C_1 ratio as a function of gas phase residence time, τ , in the biofilter – assuming first-order kinetics, for $H = 0,45$ [m] and $H = 0,225$ [m]



Rys. 4. Zależność $C_1 - C_2 = f(\tau)$ przy przyjęciu kinetyki zerowego rzędu dla $H = 0,45$ [m] i $H = 0,225$ [m]

Fig. 4. Dependence $C_1 - C_2 = f(\tau)$ under the assumption of zero-order kinetics for $H = 0,45$ [m] and $H = 0,225$ [m]

6. Wnioski

Dla biofiltracji MEK na złożu z torfu kwaśnego stwierdzono zgodnie z oczekiwaniami wzrost skuteczności biodegradacji wraz z rosnącym czasem kontaktu oraz reakcją pierwszego rzędu dla stężeń poniżej 20 [mg/m³]. Powyżej tego stężenia reakcja przechodziła w kinetykę zerowego rzędu. Podobne spostrzeżenia dotyczą układu MEK – złożo z frakcjonowanej kory sosnowej, ale przejście z reakcji pierwszego rzędu w rząd zerowy zachodzi przy $C_1 > 100$ [mg/m³]. Butanol degradowany na złożu z kory ma granicę przejścia kinetyk z pierwszorzędowej w reakcję zerowego rzędu przy stężeniu $C_1 \approx 10$ [mg/m³].

Butanol i trietyloamina usuwane na złożu z torfu kwaśnego charakteryzuje znaczący rozrzut punktów pomiarowych, ale również tu obserwowano wysokie skuteczności biodegradacji tych związków przy niskich stężeniach i zdecydowanie niższe przy wysokich. Można oszacować, że przejście z jednego obszaru w drugi zachodzi przy stężeniach

$C_1 < 10$ [mg/m^3]. Natomiast trietyloamina usuwana na złożu ze zrębów drzewnych i na ziemi kompostowej charakteryzowała się przejściem obszarów przy $C_1 \approx 3$ [mg/m^3], przy czym znacząco lepsze rezultaty biofiltracji uzyskano dla ziemi kompostowej.

Dane analizowanych tu materiałów źródłowych [12]-[19] wykazują, że wszystkie badane odoranty w zakresie stężeń $C_1 \approx 1\div 100$ [mg/m^3] ulegały biodegradacji na użytych złożach organicznych, przy czym niektóre z nich łatwiej, inne trudniej. O właściwym doborze złoża winna decydować m.in. granica przejścia z obszaru kinetyki pierwszego rzędu w kinetykę zerowego rzędu. Stąd frakcjonowana kora sosnowa używana do usuwania MEK jest w pełni uzasadniona, znacznie bardziej, niż torf kwaśny, częściowo odkwaszony.

Na zakończenie należy stwierdzić, że dane pracy [31] nie wystarczają do modelowania procesu, ale dają dobrą orientację o jego przebiegu. Wydaje się, że dla pośrednich wartości stężeń i prędkości przepływu przez złoża biofiltracyjne należy dane pracy [31] interpolować.

Literatura

1. Szklarczyk M.: Wyd. Uniw. Warm.-Mazursk., Olsztyn, 2001.
2. Szklarczyk M., Czermazowicz M., Adamiak W.: *Biotech.*, 1, 36, 109, 1997.
3. Ottengraf S.P.P., van den Oever A.H.C.: *Biotechnol. Bioeng.*, 25, 3089, 1983.
4. Shareefdeen Z., Baltzis B.C., Bartha R.: *Biotechnol. Bioeng.*, 41, 512, 1993.
5. Shareefdeen Z., Baltzis B.C.: *Chem. Eng. Sci.*, 49, 244, 4347, 1996.
6. Hodge D.S., Devinsky J.S.: *J. Environ. Eng. Div.*, 121, 21, 1995.
7. Deshusses M.A., Hamer G., Dunn I.J.: *Environ. Sci. Technol.*, 29, 1048, 1995.
8. Deshusses M.A., Hamer G., Dunn I.J.: *Environ. Sci. Technol.*, 29, 1059, 1995.
9. Kawalec-Pietrenko B., Świsłowski M.: *Inż. Ap. Chem.*, 1, 12, 2003.
10. Chmiel K., Jarzębski A.B., Palica M.: *Przem. Chem.*, 6, 442, 2005.
11. Burghardt A., Bartelmus G.: *Inżynieria reaktorów chemicznych. Cz. II*. PWN, Warszawa 2001.
12. Chmiel K.: *Dynamika i statyka biofiltracji butanolu na złożu z frakcjonowanej kory sosnowej*. Praca doktorska, Politechnika Śląska, Gliwice, 2003.
13. Konieczny M.: *Wpływ koncentracji butanolu na skuteczność biofiltracji na złożu torfowym*. Praca dypl. mag., Politechnika Śląska, Gliwice, 2002.

14. **Jamrozik I., Dymiński B.:** *Badania biofiltracji MEK na złożu z frakcjonowanej kory sosnowej.* Praca dypl. mag., Politechnika Śląska, Gliwice, 2002.
15. **Bochenek A.:** *Wpływ czasu kontaktu MEK na skuteczność biofiltracji na złożu torfowym.* Praca dypl. mag., Politechnika Śląska, Gliwice, 2003.
16. **Dwojecka I.:** *Dezodoryzacja wybranych odorów przy użyciu złóż odpadowych przemysłu drzewnego.* Praca dypl. mag., Politechnika Śląska, Gliwice, 1997.
17. **Chmiel K.:** *Biodegradacja trietyloaminy przy użyciu złoża z torfu kwaśnego.* Praca dypl. mag., Politechnika Śląska, Gliwice, 1998.
18. **Jasiak K., Grądek E.:** *Badania biofiltracji butanolu na złożu z frakcjonowanej kory sosnowej.* Praca dypl. mag., Politechnika Śląska, Gliwice, 2000.
19. **Szoltysik B.:** *Wpływ czasu kontaktu na skuteczność biofiltracji butanolu na złożu torfowym.* Praca dypl. mag., Politechnika Śląska, Gliwice, 2002.
20. **Chmiel-Kurowska K., Palica M., Kurowski Ł., Thullie J.:** *Biofiltration of VOC's in the natural bed- modeling verification.* 18th European Symposium on Computer Aided process Engineering- ESCAPE 18, Lyon (France), June 2008.
21. **Chmiel K., Palica M.:** *Modelowanie procesu biofiltracji, Cz. I i II.* Rocznik Ochrony Środowiska, 7, 143, 156, 2005.
22. **Palica M., Chmiel K.:** *Chemicz.*, 6, 303, 2005.
23. **Chmiel K., Konieczny A., Palica M., Jarzębski A.B.:** *Chem. Eng. Sci.*, 60, 2845, 2005.
24. **Chmiel K., Palica M.:** *Przem. Chem.*, 8, 83, 2004.
25. **Chmiel K., Piotrowski K., Palica M., Jarzębski A.B.:** *Inż. Chem. i Proc.*, 25, 3/1, 783, 2004.
26. **Chmiel K., Palica M., Jarzębski A.B.:** *Inż. Chem. i Proc.*, 25, 3/1, 777, 2004.
27. **Chmiel K., Konieczny A., Palica M., Jarzębski A.B.:** *Inż. Chem. i Proc.*, 2, 473, 2004.
28. **Chmiel K., Palica M., Jarzębski A.B.:** *Inż. Chem. i Proc.*, 4, 677, 2003.
29. **Chmiel K., Piotrowski K., Palica M., Jarzębski A.B.:** *Periodic Operation of Biofilters: Simulation and Experimental Results.* 4th European Congress of Chemical Engineering, Granada (Spain), September 2003.
30. **Palica M., Chmiel K.:** *The Research Over Buthanol- Biodegradation of the Bed of Preselected Pine Tree Bark in the Ange of Unsteady- State Working Conditions.* 15th International Congress of Chemical and Process Engineering, 87, 40, Praha (Czech Republik), 2002.
31. **Gawlik A.:** *Biofiltracja lotnych związków organicznych.* Praca dypl. mag., Politechnika Śląska, Gliwice 2009.

Biofiltration Statics of Selected Volatile Organic Compounds on Natural Beds

Abstract

In the work the biofiltration research results of the selected systems were analysed:

- methyl ethyl ketone (MEK) natural peat bed,
- methyl ethyl ketone (MEK) fractionated pine tree bark,
- butanol fractionated pine tree bark,
- butanol partly deacidified peat,
- triethylamine partly deacidified peat,
- triethylamine wooden pieces,
- triethylamine compost bed.

Biofiltration tests were carried out at 8-hour cycles for stabilized work, after 4 to 8 weeks of exploitation in a column 0.175 m in inner diameter and active bed heights of 0.45 and 0.225 m. A range of contaminant concentration was 1-100 mg/m³ while gas flow rates – 2-10 m³/hr. Concentrations in the inlet and outlet of the column were determined chromatographically, gas entering the column was wetted to 80%, and it had temperature of about 20°C.

On basis of experimental data, gas spatial residence time in the column, pollutants' loading of the bed, process efficiency, biodegradation rate and reaction constants under assumption of first and zero reaction order were calculated, according to Ottengraf and van den Oever's proposal. It was stated that the model quite well described a course of biofiltration. The values of pollutants' concentrations for which a change of biofiltration kinetics in tested systems were determined. It was proved that the transition from first order to zero order kinetics decided about a proper selection of the bed for specific organic contaminant. Analyzed data indicated that all pollutants were removed from gases, however different systems were characterized by different concentrations for which process kinetics changed. The highest value was found for MEK – fractionated pine tree bark system (over 100 mg/m³), the lowest triethylamine – wooden pieces and triethylamine – compost bed systems (below 3 mg/m³). Nevertheless these values should be treated as some kind of approximation. Although the data obtained are not sufficient for biofiltration modelling, they provide information about course of the process and first of all indicate that the simple Ottengraf and van den Oever model can be used in process description.



Badania efektu oczyszczania ścieków produkcyjnych zawierających kleje organiczne w procesie koagulacji z zastosowaniem koagulantów PAX XL 19F i PIX 113

*Barbara Juraszka, Aleksandra Sumara
Politechnika Koszalińska*

1. Wstęp

Celem niniejszej pracy były badania procesu koagulacji z zastosowaniem wybranych koagulantów (PAX XL 19F and PIX 113). Badania prowadzono na ściekach produkcyjnych pochodzących z firmy Drexim Sp. z o.o. w Nowych Bielicach koło Koszalina.

W tym zakresie, praca stanowi kontynuację badań prowadzonych w Katedrze Techniki Wodno-Mułowej i Utylizacji Odpadów Politechniki Koszalińskiej nad możliwością i skutecznością zastosowania innych koagulantów do oczyszczania ścieków przemysłowych pochodzących z produkcji drzwi i okien drewnianych. Wprowadzanie ścieków do kanalizacji zbiorczej spowodował konsekwencje w postaci zniszczenia kultury bakteryjnej lokalnej oczyszczalni ścieków w Niedalinie [27÷29, 31, 32]. Pod groźbą wypowiedzenia umowy o odbiorze i utylizacji ścieków zakład produkcyjny w Nowych Bielicach podjął kroki zmierzające ku polepszeniu wartości wskaźników zanieczyszczeń ścieków do kanalizacji.

2. Metodyka oznaczania wskaźników zanieczyszczeń

W części badawczej niniejszej pracy wykorzystano wyniki badań uzyskane w Laboratorium Badań Wody i Ścieków w Przedsiębiorstwie Wodociągów i Kanalizacji sp. z o.o. w Szczecinku. W badaniach zastosowano metodyki oznaczeń zwalidowane i stosowane w w/w laboratorium w bieżącej pracy analitycznej. Niepewność pomiarów podana przy opisie metod jest niepewnością rozszerzoną przy prawdopodobieństwie $p=95\%$ i współczynnikach rozszerzenia $k = 2$.

2.1. Oznaczanie biochemicznego zapotrzebowania tlenu po n dobach (BZTn) – metoda rozcieńczania z dodatkiem allilotiomocznika

Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu po n dobach (BZTn) oznaczono, zgodnie z polską normą PN-EN 1899-1:1998 [23]. Wstępnie przygotowane do analizy próbki rozcieńczono w różnych stosunkach wodą do rozcieńczeń według zaleceń normy PN-EN 1899-1:2002 wzbogaconą w rozpuszczony tlen i zawierającą zaszczep mikroorganizmów tlenowych z wyeliminowaniem procesu nityfikacji. Jako wody zaszczepiającej użyto odstanych ścieków oczyszczonych z oczyszczalni ścieków w Szczecinku. Zużycie tlenu po 5 dobach w temperaturze 20°C w zaszczepionej wodzie do rozcieńczeń, jako wynik ślepej próbki, nie powinno przekraczać $1,5 \text{ mg/dm}^3\text{O}_2$. Inkubację próbek prowadzono w temperaturze 20°C w ciągu 5 dni w cieplarni laboratoryjnej ST 4, w butelkach szklanych całkowicie wypełnionych i zamkniętych z korkiem ściętym na szlif. Oznaczenie stężenia tlenu rozpuszczonego przed i po inkubacji wykonano za pomocą tlenomierza HQ40D Hach Lange z sondą tlenową chemiluminescencyjną LDO. Wyniki powyżej $1000 \text{ mg/dm}^3\text{O}_2$, zgodnie z PN-EN 1899-1:1998, należy podawać z dokładnością do dwóch cyfr znaczących. W niniejszej pracy, w celu podkreślenia różnic między uzyskanymi wynikami dokładność wyników ograniczono do liczb całkowitych. Niepewność metody $\pm 14\%$

2.2. Oznaczanie indeksu chemicznego zapotrzebowania tlenu (Sp-CHZT). Metoda zminiaturyzowana z zastosowaniem szczelnych probówek

Chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT) oznaczono zgodnie z polską normą PN-ISO 15705:2005 [24]. Zakres w jakim wyniki oznaczania zbliżone są do wartości teoretycznej, zależy głównie od stopnia utleniania. Na wynik badania wpływają wszystkie obecne w próbce substancje redukujące lub utleniające.

Nie wszystkie związki organiczne ulegają utlenieniu podczas działania dichromianu(VI) potasu. Cukry, związki alifatyczne z bocznymi łańcuchami i podstawione związki aromatyczne łatwo zostają utlenione całkowicie. Natomiast benzen i jego homologi, pirydyna i inne związki heterocykliczne zawierające azot, mocznik, parafiny, nafteny i pozostałe związki trudno rozpuszczalne w wodzie, praktycznie nie ulegają utlenieniu w warunkach tej metody. W celu utlenienia prostołańcuchowych związków alifatycznych, wprowadzono dodatek siarczanu(VI) srebra jako katalizatora. W tych warunkach stopień utlenienia wielu testowych substancji osiąga 95÷98%. Utlenieniu ulega także część węglowa związków azotowych.

Zasada oznaczenia oparta jest na reakcji substancji ulegających utlenieniu z dichromianem (VI) potasu w środowisku kwasu siarkowego (VI), w obecności siarczanu (VI) srebra (II) jako katalizatora i pomiarze absorbancji pochodzącej od jonów Cr^{3+} dla stężeń powyżej 150 mg/dm^3 . Metoda stosowana w pracowni oparta jest o metodę kuwetek zminiaturyzowanych (testów) firmy Hach Lange. Oznaczenia prowadzono za pomocą spektrofotometru DR 5000 Hach Lange. Mineralizację próbek przeprowadzono w termostacie HT 200 Hach Lange. Niepewność metody uwzględniająca wielokrotne rozcieńczenie próbek $\pm 10\%$

2.3. Oznaczanie zawiesin. Metoda z zastosowaniem filtracji przez sączi z włókna szklanego

Zawartość zawiesin oznaczono, zgodnie z polską normą PN-EN 872:2005 +Ap1:2007 [20], filtrując próbki przez sączi z włókna szklanego Millipore nr. kat APFCO4700. Zastosowano aparaturę do filtracji ciśnieniowej (pompka, kolba z bocznym tubusem, lejek filtracyjny z płytką spiekaną podtrzymującą sącze). Sącze suszono w temperaturze $105 \pm 20^\circ\text{C}$ w suszarce laboratoryjnej SLW 115, a masę zatrzymanej na nim pozostałości oznaczono wagowo na wadze analitycznej WAX 220 firmy Radwag. Niepewność metody $\pm 15\%$.

2.4. Oznaczanie azotu ogólnego

Do oznaczenia zawartości azotu ogólnego w badanych próbkach zastosowano procedurę opracowaną na potrzeby laboratorium, na podstawie metody producenckiej Hach Lange LCK 338 [26]. Zasada oznaczenia oparta jest na reakcji utlenienia azotu zawartego w związkach

organicznych i nieorganicznych do azotanów, a następnie na reakcji azotanów z 2,6-dimetylofenolem w roztworze kwasu siarkowego i fosforowego w wyniku której powstaje nitrofenol. Próbkę oznaczono spektrofotometrycznie przy długości fali $\lambda=385\text{nm}$. Oznaczenia prowadzono za pomocą spektrofotometru DR 5000 Hach Lange. Mineralizację próbek przeprowadzono w termostacie HT 200 Hach Lange. Niepewność metody uwzględniająca wielokrotne rozcieńczenie próbek $\pm 10\%$

2.5. Oznaczenie fosforu ogólnego

Do oznaczenia zawartości fosforu ogólnego w badanych próbkach zastosowano procedurę opracowaną na potrzeby laboratorium, na podstawie metody producenckiej Hach Lange LCK 350 [25]. Zasada oznaczenia oparta jest na reakcji: jonów fosforanowych w kwaśnym roztworze z jonami molibdenianowymi i antymonowymi, tworząc kompleks antymonylofosforomolibdenianowy, redukowany przez kwas askorbinyowy do błękitu fosforomolibdenowego. Oznaczenia prowadzono za pomocą spektrofotometru DR 5000 Hach Lange przy długości fali $\lambda=850\text{nm}$. Mineralizację próbek przeprowadzono w termostacie HT 200 Hach Lange. Niepewność metody uwzględniająca wielokrotne rozcieńczenie próbek $\pm 10\%$

2.6. Oznaczenie aldehydu mrówkowego (formaldehydu)

Do oznaczenia zawartości aldehydu mrówkowego w badanych próbkach zastosowano metodykę producenta testów kuwetowych LCK 325 – Hach Lange. Zasada oznaczenia oparta jest na reakcji formaldehydu w roztworze wodnym z jonami amonowymi i acetyloacetonem w wyniku czego powstaje tworząc kompleks o żółtym zabarwieniu. Oznaczenia prowadzono za pomocą spektrofotometru DR 5000 Hach Lange przy długości fali $\lambda=412\text{nm}$. Niepewność metody uwzględniająca wielokrotne rozcieńczenie próbek $\pm 10\%$

2.7. Oznaczenie pH

Do oznaczenia odczynu próbek zastosowano pomiar pH zgodnie z polską normą PN-C-04540-01:1990 [21]. Oznaczenia prowadzono za pomocą pH-metru wchodzącego w skład przyrządu CPC 551 marki Elmetron z elektrodą szklaną ERH-11. Urządzenie posiada wbudowany czujnik temperatury. Niepewność metody $\pm 4\%$

2.8. Oznaczanie suchej pozostałości i zawartości wody

Zawartość wody i suchą pozostałość oznaczono zgodnie z polską normą PN-EN 12880:2004 [22].

2.9. Charakterystyka ścieków surowych użytych do badań

Do badań własnych posłużyły ścieki produkcyjne zawierające kleje organiczne [30, 34] z zakładu Drewexim sp. z o.o. w Koszalinie. Ścieki do badań pobierane były ze zbiornika uśredniającego ścieki produkcyjne. Próby pobierano dwukrotnie, w odstępach jednego miesiąca, do dwóch pojemników 20 litrowych. Charakterystykę ścieków surowych przedstawiono w tabeli 1. Wyniki przedstawione w tabeli oceniono wg kryterium błędów grubych z zastosowaniem statystycznego testu Dixona.

Analiza wyników zawartych w tabeli 1 wskazuje, że ścieki posiadają typową charakterystykę dla tej branży [3÷5, 15, 16, 19, 33, 35]. Ścieki są mało podatne na oczyszczanie biologiczne, o czym świadczy wysoka wartość stosunku ChZT/BZT₅, mętne, białe, mają zdolność do tworzenia piany i osadów [7÷11] (fot. 1).



Fot. 1. Ścieki surowe użyte do badań
Phot. 1. Wastewater used in research

Tabela 1. Charakterystyka poprodukcyjnych ścieków surowych użytych do badań własnych
Table 1. Characteristics of post-production raw wastewater used for research

Lp.	Parametr	Jednostka	Stężenie zanieczyszczeń w ściekach surowych użytych do procesu koagulacji						
			Data pobrania, numer pojemnika i numer kolejny próbki:		15-01-2010			15-01-2010	
			Pojemnik 1			Pojemnik 2		Pojemnik 2 i 3	
	I	II	III	IV	V	VI	VII		
1	Odczyn pH	pH	7,00	7,00	7,00	6,80	6,78	7,20	7,20
2	ChZT _c	mg/dm ³	41200	39900	37900	39300	39200	23200	23000
3	BZT _s	mg/dm ³	2400	2500	2300	2400	2300	3940	4050
-	ChZT/BZT _s	-	17,17	16,0	16,5	16,4	17,0	5,9	5,7
4	Fosfor ogólny	mg/dm ³	27,1	33,7	26,0	20,9	20,8	22,7	21,5
5	Azot ogólny	mg/dm ³	85,5	88,9	87,4	312	312	111	137
6	Zawiesina ogólna	mg/dm ³	19000	19680	19640	23600	22370	11475	11200
7	Sucha pozostałość	mg/dm ³	21050	24190	20960	21840	21850	12330	12400
8	Formaldehyd	mg/dm ³	61,4	58,6	56,3	64,3	64,1	34,0	33,0

2.10 Dobór koagulanta

W pierwszym etapie badań własnych, w celu wybrania odpowiedniego koagulanta przeprowadzono próby z różnymi preparatami chemicznymi dostępnymi w handlu udostępnionymi przez firmę Kemipol sp. z o.o. Ścieki, po dodaniu wybranego preparatu poddawano intensywnemu mieszaniu przez 10 sekund a następnie łagodnemu mieszaniu przez 10 min stosując mieszadło łopatkowe. Po 1 godzinie sedymentacji grawitacyjnej, dokonano wizualnej oceny porównawczej próbek. Wyniki obrazuje tabela 2.

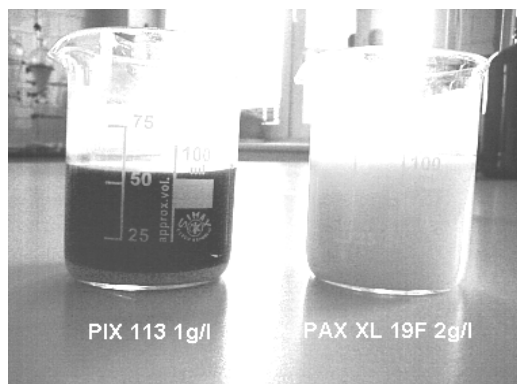
Tabela 2. Skuteczność koagulacji ścieków poprodukcyjnych po zastosowaniu różnych koagulantów firmy Kemipol sp. z o.o.

Table 2. Effectiveness of coagulation treatment of post-production wastewater after application of different coagulants by Kemipol Ltd.

Koagulant	Nazwa chemiczna	Dawka [g/dm ³]	ocena wizualna	Uwagi
PIX 113	siarczan VI żelaza III: Fe ₂ (SO ₄) ₃ ·nH ₂ O	0,75	–	brak zmian
PIX 113	siarczan VI żelaza III: Fe ₂ (SO ₄) ₃ ·nH ₂ O	1,50	+	bardzo drobne zawiesiny
PIX 113	siarczan VI żelaza III: Fe ₂ (SO ₄) ₃ ·nH ₂ O	3,00	++	drobne zawiesiny średnio się sprawdził na ściekach z dnia 11.12.09, na ściekach z dnia 15.01.10 dużo lepszy efekt
PAX XL 19F (1908)	pentahydroksychlorek diglinu Al ₂ (OH) ₅ Cl·3H ₂ O	1,22	++++	zawiesiny dobrze rozwinięte bardzo dobrze się sprawdził na ściekach z dnia 11.12.09, na ściekach z dnia 15.01.10 nie zadziałał.
Laguna	chlorek poliglinu modyfikowany	1,30	–	brak zmian
PAX XL 69	chlorek poliglinu modyfikowany SiO ₂	1,30	–	brak zmian
AlCl ₃	chlorek glinu	1,30	–	brak zmian

W pierwszej próbie najlepsze wyniki w ocenie wizualnej, uzyskano dla koagulanta: PAX XL 19F (pentahydroksychlorek diglinu Al₂(OH)₅Cl·3H₂O), dla którego przeprowadzono badania nad doborem optymalnej dawki.

Dla drugiej porcji ścieków pobranych po miesiącu, koagulant okazał się nieskuteczny i przeprowadzono ponowną analizę dla kolejnego koagulanta: PIX 113 (wodny roztwór siarczanu VI żelaza III: $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$).



Fot. 2. Porównanie próbek poddanych działaniu dwóch badanych koagulantów
Phot. 2. Comparison of samples treated with two coagulants

3. Wyniki i dyskusja

3.1. Koagulant PAX XL 19F

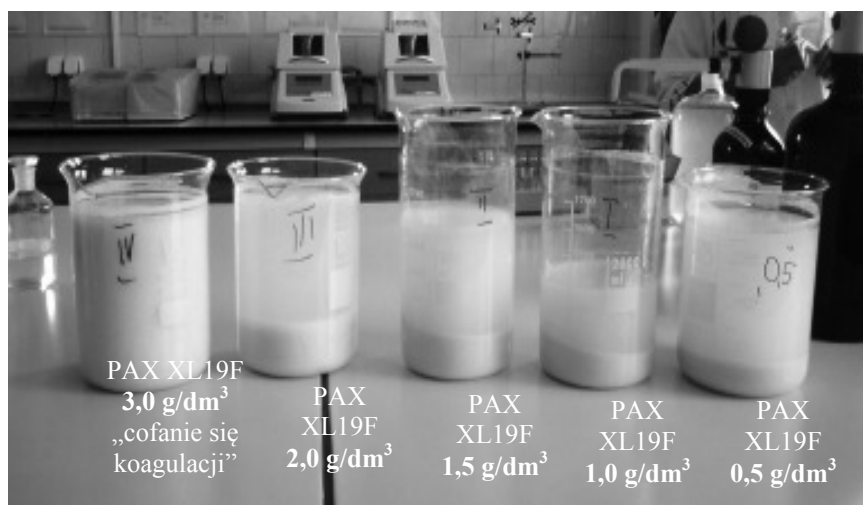
PAX XL 19F to handlowa nazwa modyfikowanego pentahydroksylchlorku diglinu $\text{Al}_2(\text{OH})_5\text{Cl} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$. Koagulant dostarczany jest w postaci lekko mętnego roztworu o szarym zabarwieniu, o następującym składzie chemicznym (według danych producenta – firmy Kemipol sp. z o.o.):

- Al_2O_3 16,0±0,9%,
- Al^{3+} 8,5±0,3%,
- Chlorki (Cl^-) 5,5±0,5%,
- Zasadowość 85,0±5%,
- pH 4,0±0,5%,
- Gęstość 1220±20 kg/m^3 (20°C),
- Lepkość 20 m Pa·s (20°C).

W badaniach wpływu dawki koagulanta na jakość cieczy nadosadowej, jako parametr niezależny zmienny przyjęto dawkę odczynnika (x_1), która wynosiła: 0,0; 0,5; 1,0; 1,5 i 2,0 g/dm^3 . Badania własne pro-

wadzono, dozując koagulant do dawki $3,0 \text{ g/dm}^3$. Dla tej dawki uzyskano ponowne pogorszenie wyników większości badanych parametrów. Zjawisko to opisała Anielak [1] jako zjawisko „cofania” się procesu koagulacji wywołane zmianą ładunku warstwy Sterna, w której nadmiarowo zaadsorbowane jony Al^{3+} w stosunku do ładunku powierzchniowego koagulowanych cząstek, powodują powstawanie dodatniego potencjału elektrokinetycznego i wzrost stabilności układu dyspersyjnego. Zjawisko widoczne jest w próbce oznaczonej nr IV na fotografii 3.

Jako parametry wynikowe w procesie koagulacji i sedymentacji grawitacyjnej przyjęto: pH, zagęszczenie, zawiesinę ogólną, ChZT, BZT₅, azot ogólny, fosfor ogólny, formaldehyd. Badania prowadzono w pomieszczeniu klimatyzowanym przy stałej temperaturze $20 \pm 2^\circ\text{C}$ po stałym czasie sedymentacji 2h.



Fot. 3. Próbkę po koagulacji PAX XL 19F po dwóch godzinach sedymentacji grawitacyjnej

Phot. 3. Samples after coagulation with PAX XL 19F after two hours of gravitational sedimentation

Koagulant dodawano kolejno do zlewek o pojemności 2 dm^3 , w odpowiednich obliczonych dawkach, zapewniając intensywne mieszanie przez 10 sekund, następnie łagodne mieszanie przez 10 minut. Proces sedymentacji grawitacyjnej przeprowadzono przez dwie godziny. Zdekantowaną ciecz nadosadową poddano analizom.

Tabela 3. Wyniki badań wpływu dawki koagulantu PAX XL19F na zmianę wartości wskaźników zanieczyszczeń w cieczy nadosadowej

Table 3. Impact of coagulant dose PAX XL19F on change of values of pollutants in wastewater after sedimentation

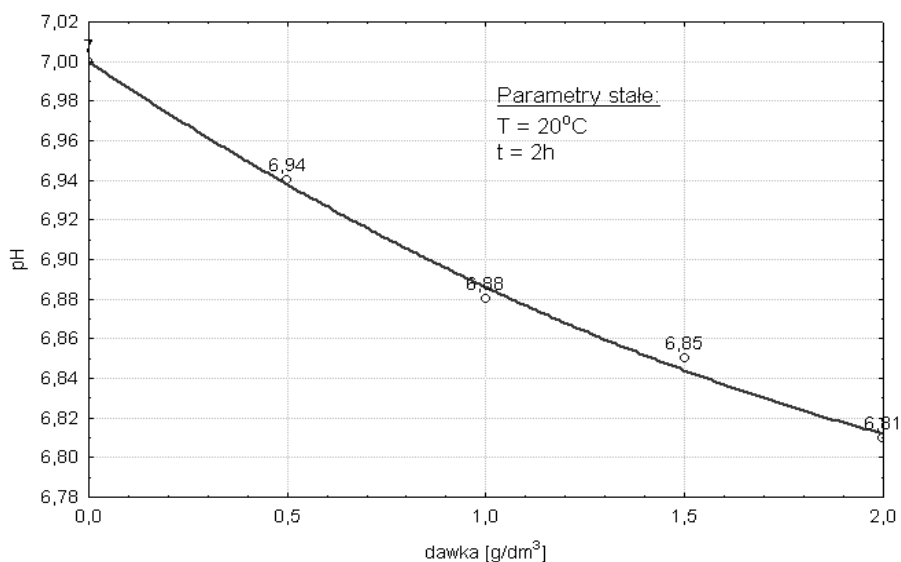
Parametr	Jedn.	Dawka [g/dm ³]:						Niepewność rozszerzona metody badawczej p=95% i k=2
		0 próbka 0	0,5 próbka 0,5	1,0 próbka I	1,5 próbka II	2,0 próbka III		
		wynik	Średnia*	Średnia*	Średnia*	Średnia*	Średnia*	
Odczyn	pH	7,00	6,94	6,88	6,85	6,81	±4%	
ChZT	mg/dm ³	37400	5265	5783	5055	4405	±10%	
Fosfor ogólny	mg/dm ³	28,9	13,2	12,3	11,8	10,9	±10%	
Azot ogólny	mg/dm ³	87,3	101	24,4	40,5	86,2	±10%	
Formaldehyd	mg/dm ³	58,8	3,0	2,57	1,6	0,7	±10%	
Zawiesina ogólna	mg/dm ³	19000	465	470	467	410	±15%	
BZT ₅	mg/dm ³	2400	1305	1278	1269	1200	±14%	
Sucha pozostałość	mg/dm ³	22000	2493	2300	2277	2110	±15%	

*Wartość średnia jest średnią arytmetyczną z 3 pomiarów.

Ogólnie zadowolające wyniki uzyskano już dla dawki $0,5 \text{ g/dm}^3$ ścieków, co obrazuje tabela 3. Wyniki uzyskane dla próbki IV umieszczono pod tabelą i nie analizowano ich pod kontem doboru właściwej dawki koagulanta – potwierdzają one jedynie, że dawka koagulanta $3,0 \text{ g/dm}^3$ jest zbyt wysoka.

Wyniki dla próby IV (dawka flokulanta: $3,0 \text{ g/dm}^3$): $\text{pH} = 6,64$, $\text{ChZT} = 18\ 100 \text{ mg/dm}^3$, $\text{Pog.} = 18,0 \text{ mg/dm}^3$, $\text{Nog.} = 87,9 \text{ mg/dm}^3$, $\text{Formaldehyd} = 25,7 \text{ mg/dm}^3$, $\text{Zaw. og.} = 9\ 580 \text{ mg/dm}^3$, $\text{BZT}_5 = 2\ 300 \text{ mg/dm}^3$, $\text{Sucha pozostałość} = 13\ 340 \text{ mg/dm}^3$.

Wyniki badań wpływu zmian dawki PAX XL19F na wartość pH przedstawiono w tabeli 3 i zobrazowano na wykresie (rys. 1).



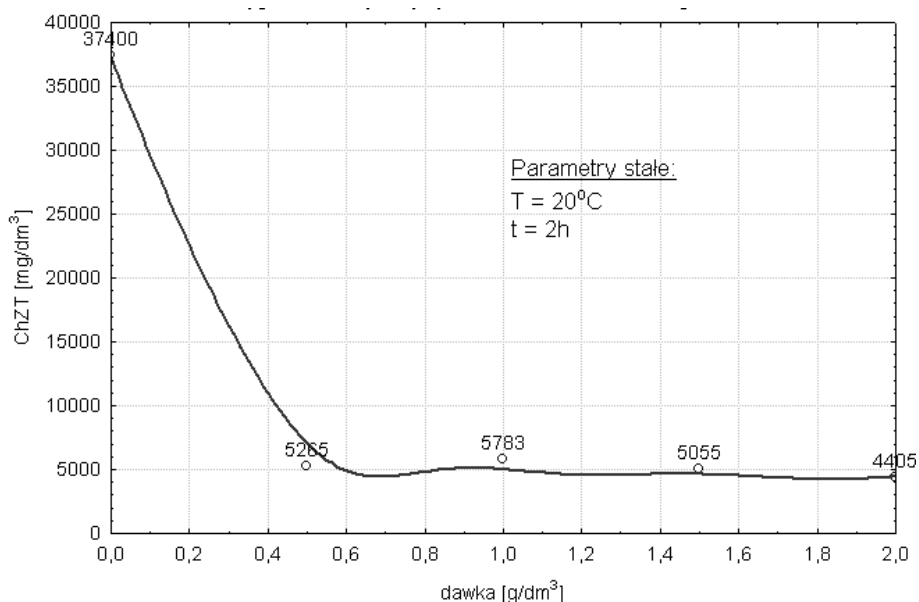
Rys. 1. Wykres wpływu zmian dawki koagulanta glinowego PAX XL19F na zmianę wartości wskaźnika pH w cieczy nadosadowej

Fig. 1. Changes in the dose of aluminum coagulant PAX XL19F vs. change of pH of the wastewater after sedimentation

Analiza powyższych wyników wskazuje, że przy zmianie dawki koagulanta PAX XL19F od $0,00$ do $2,0 \text{ g/dm}^3$ wartość pH maleje w sposób nieznaczny od $7,00$ do $6,81$ i nie wymaga prowadzenia korekty pH. Według danych producenta optymalny zakres pH dla procesu koagulacji wynosi $\text{pH } 6,0 \div 8,5$.

Chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT) i biochemiczne zapotrzebowanie na tlen (BZT₅)

W tabeli 3 przedstawiono wyniki badań wpływu zmian dawki PAX XL19F na wartość ChZT i BZT₅ w cieczy nadosadowej. Graficzne przedstawienie wyników prześledzić można na rysunkach: 2 i 3.



Rys. 2. Wykres wpływu zmian dawki koagulanta PAX XL19F na zmianę wartości ChZT w cieczy nadosadowej

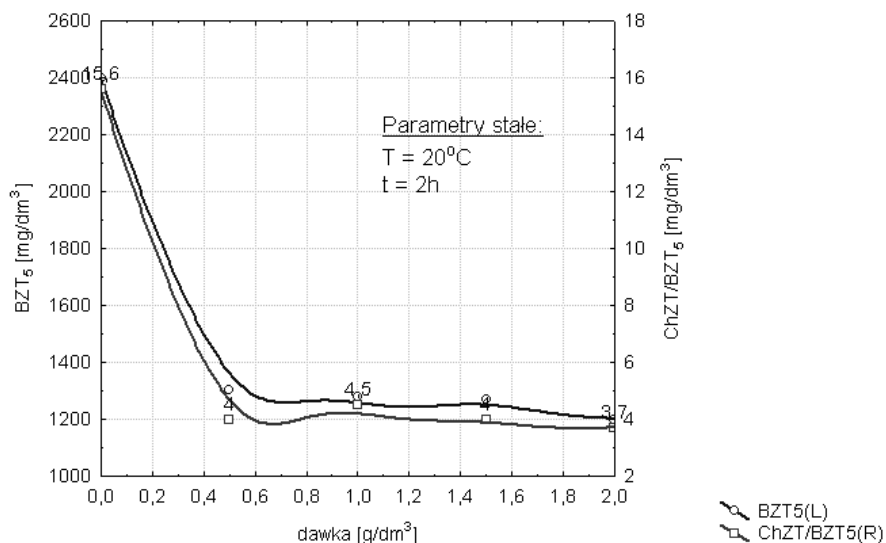
Fig. 2. Changes in the dose of aluminum coagulant PAX XL19F vs. change of COD in wastewater after sedimentation

Wyniki badań wpływu zmiany dawki koagulanta glinowego na wartość ChZT w cieczy nadosadowej wskazują, że już przy najniższej zastosowanej dawce koagulanta (0,5 g/dm³) zaobserwować można ponad 7-krotny spadek wartości ChZT w cieczy nadosadowej. Zwiększanie dawki powoduje dalszy spadek zawartości ChZT, jednak jest on już nieznaczny.

Z punktu widzenia opłacalności procesu zwiększanie dawki koagulanta ponad 0,5 g/dm³ jest niezasadne. Wraz ze znacznym obniżeniem stężenia ChZT następuje obniżenie wartości BZT₅ o 57,3% z jednoczesną poprawą podatności ścieków na biologiczne oczyszczanie, wyrażone współczynnikiem ChZT/BZT₅. Jest to istotne, w przypadku gdy proces

koagulacji stanowić ma wstępny etap oczyszczania ścieków przed oczyszczaniem biologicznym.

Można przypuszczać, że zwiększanie dawki koagulantu, wraz z obniżeniem w cieczy nadosadowej zawartości substancji działających hamująco na przebieg procesów biologicznych (formaldehydu), powoduje spadek proporcji ChZT/BZT₅. Zmiany te przedstawiono na rys. 3.



Rys. 3. Wykres wpływu zmian dawki koagulantu PAX XL19F na zmianę wartości BZT₅ oraz stosunku ChZT/BZT₅ w cieczy nadosadowej

Fig. 3. Changes in the dose of aluminum coagulant PAX XL19F vs. change of BOD and COD/BOD ratio in wastewater after sedimentation

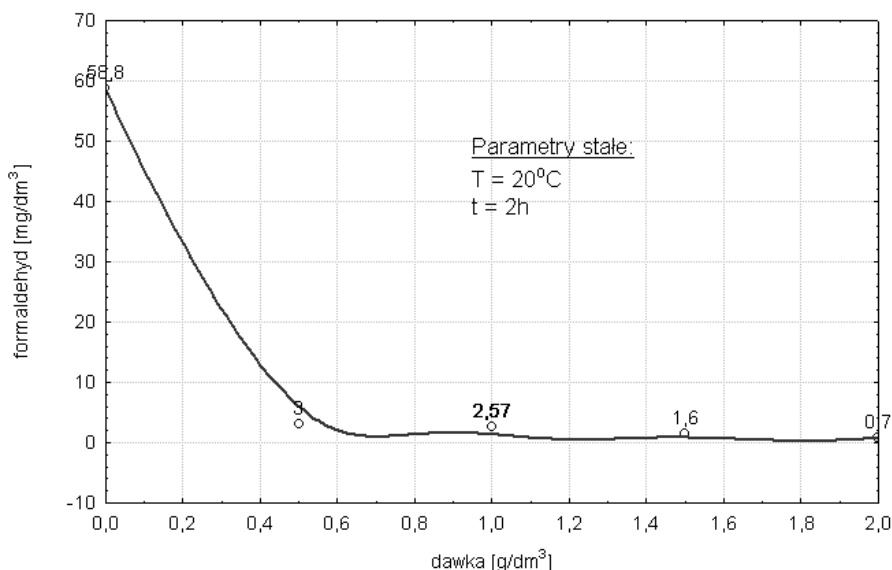
Formaldehyd (aldehyd mrówkowy)

W tabeli 3 zestawiono wyniki badań wpływu zmian dawki PAX XL19F na zawartość aldehydu mrówkowego w cieczy nadosadowej, a na rysunku 4 wyniki te przedstawiono w sposób graficzny.

Analizując wyniki badań wpływu zmiany dawki koagulantu glinowego na zawartość aldehydu mrówkowego w cieczy nadosadowej można zauważyć, że dodatek koagulantu ma korzystny wpływ na usuwanie aldehydu mrówkowego ze ścieków.

Dla badanego koagulantu optymalna dawka ustalona doświadczalnie, przy której następuje największy spadek zawartości aldehydu mrów-

kowego wynosi $0,5\text{g/dm}^3$, podobnie jak dla zawiesiny ogólnej i suchej pozostałości. Ocenia się, że podczas procesu koagulacji i sedymentacji cząsteczki aldehydu mrówkowego usuwane są wraz z zawiesiną.

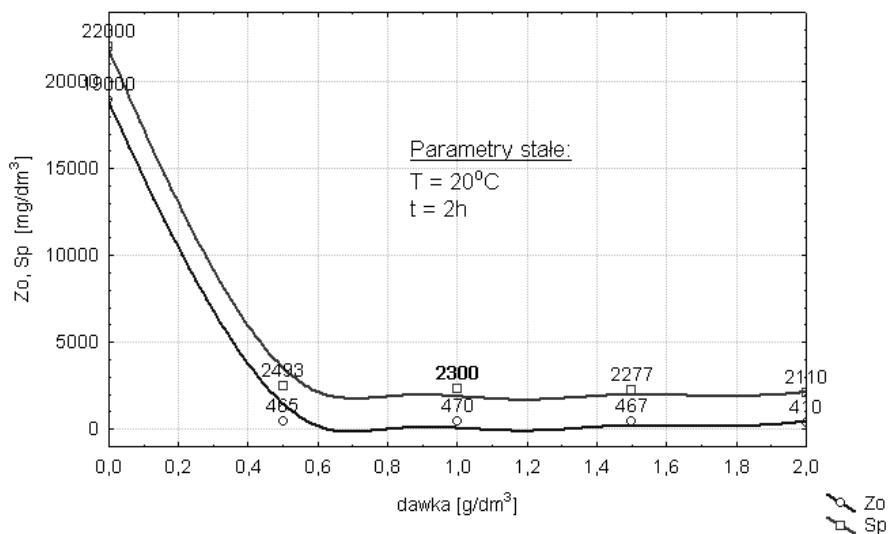


Rys. 4. Wykres wpływu zmian dawki koagulantu PAX XL19F na zmianę zawartości formaldehydu w cieczy nadosadowej

Fig. 4. Changes in the dose of aluminum coagulant PAX XL19F vs. change of formaldehyde concentration in wastewater after sedimentation

Zawiesina ogólna i sucha pozostałość

Wyniki badań wpływu zmiany dawki koagulantu PAX XL19F na zawartość zawiesin i suchej pozostałości w cieczy nadosadowej, zawarte w tabeli 3 i przedstawione na wykresie (rysunek 5) wskazują, że już przy zastosowaniu najniższej badanej dawki koagulantu ($0,5\text{ g/dm}^3$) po dwugodzinnym czasie sedymentacji grawitacyjnej następuje 89,7% redukcja suchej pozostałości i 97,5% redukcja zawiesiny ogólnej. Z teorii procesu koagulacji można wywnioskować, że w roztworze, pod wpływem wprowadzonych jonów glinu następuje destabilizacja zawieszonych cząstek w ściekach i ich sedymentacja. Tworzące się flokuły stanowią adsorpcyjną powierzchnię dla substancji rozpuszczonych w ściekach, które ulegają współstrąceniu.



Rys. 5. Wykres wpływu zmian dawki koagulantu PAX XL19F na zmianę zawartości zawiesiny ogólnej i suchej pozostałości w cieczy nadosadowej

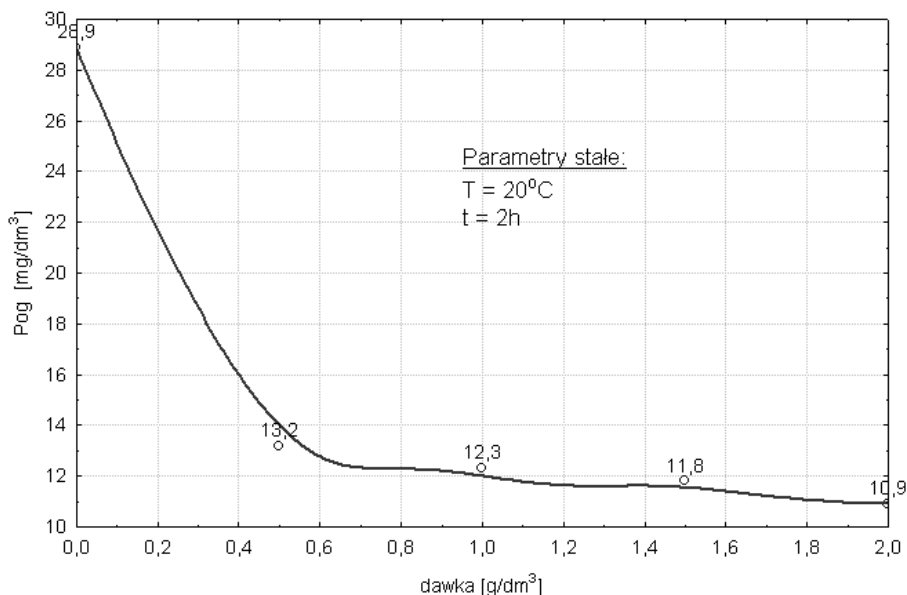
Fig. 5. Changes in the dose of aluminum coagulant PAX XL19F vs. change of total suspension and dry residue content in wastewater after sedimentation

Fosfor ogólny

Związki fosforu w ściekach mogą występować zarówno jako koloidy jak i w postaci rozpuszczonej. W badanej próbce ścieków surowych stężenie fosforu ogólnego wynosiło $28,9 \text{ mg/dm}^3$. Po przeprowadzeniu procesu koagulacji za pomocą PAX XL19F już przy dawce $0,5 \text{ g/dm}^3$ zawartość fosforu ogólnego w badanej próbce spadła do $13,2 \text{ mg/dm}^3$ i malała wraz ze wzrostem dawki koagulantu.

Związki fosforu występujące w ściekach w układach koloidalnych usuwane są w procesie koagulacji objętościowej z wyróżnieniem faz destabilizacji cząstek i koagulacji. Fosfor, który występuje w formie rozpuszczonej podlega strąceniu chemicznemu. W procesie chemicznego strącania rozpuszczalne nieorganiczne formy fosforu zawarte w ściekach przekształcane są w trudno rozpuszczalne osady fosforanów metali. Równocześnie powstają wodorotlenki metali, które wytrącają się. W wyniku tego procesu powstają kłaczkki, które wiążą strącone fosforany metali i inne substancje zawieszane w ściekach, w tym również fosfor związany organicznie.

Na rysunku 6 przedstawiono wyniki usuwania fosforu ogólnego w zależności od dawki koagulanta.



Rys. 6. Wykres wpływu zmian dawki koagulanta PAX XL19F na zmianę stężenia fosforu ogólnego w cieczy nadosadowej

Fig. 6. Changes in the dose of aluminum coagulant PAX XL19F vs. change of total phosphorus concentration in wastewater after sedimentation

Azot ogólny

Podczas badań własnych nad wpływem dawki koagulanta na zawartość związków azotu wyrażonych jako azot ogólny (wszystkie formy azotu) nie znaleziono wyraźnej zależności pomiędzy dawką koagulanta a zawartością azotu ogólnego w cieczy nadosadowej po koagulacji, ani też pomiędzy zmianą pH pod wpływem dawki koagulanta a zawartością azotu ogólnego.

Wyniki obserwacji skuteczności usuwania koloidalnych związków azotu organicznego ze ścieków za pomocą koagulantów, w tym PAX XL 1905 (koagulant o bardzo podobnym składzie do PAX XL 19F) opisali Pepliński i Lidzbarski w artykule „Chemiczne wspomaganie usuwania koloidalnych związków węgla i azotu organicznego ze ścieków za pomocą koagulantu glinowego PAX XL 1905 w oczyszczalni w Tcze-

wie” [17]. Autorzy również nie uzyskali jednoznacznych wyników dotyczących skuteczności zastosowania koagulantu do usuwania związków azotu. We wnioskach z prowadzonych obserwacji i badań czytamy między innymi „*Analizując efektywność koagulacji stwierdzono, że reagent chemiczny PAX XL 1905 przy spadku dawki poniżej 70 g/m³ był nieskuteczny w usuwaniu koloidalnego azotu organicznego w pełnej skali technicznej. Natomiast obniżenie dawki koagulantu nie spowodowało pogorszenia usuwania ze ścieków zanieczyszczeń organicznych określonych parametrem ChZT. Należy wnioskować, że koloidalny azot organiczny okazał się trudniejszym zanieczyszczeniem do wyeliminowania ze ścieków niż substancje organiczne*”.

3.2. Koagulant PIX 113

Dla drugiej porcji ścieków pobranych po miesiącu koagulant PAX XL 19F okazał się nieskuteczny i przeprowadzono ponowną analizę dla kolejnego koagulantu: PIX 113 (wodny roztwór siarczanu VI żelaza III: $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$).

PIX 113 to handlowa nazwa wodnego roztwór siarczanu (VI) żelaza (III). ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$) Koagulant dostarczany jest w postaci ciemnobrązowego roztworu, o następującym składzie chemicznym (według danych producenta – firmy Kemipol sp. z o.o.):

Żelazo ogólne (Fe)	11,8±0,4%,
Żelazo (Fe^{2+})	0,4±0,3%,
Wolny kwas	5,0÷0,0%,
pH	<1,0,
Gęstość	1500÷1570 (20°C),
Lepkość	60 m Pa·s (20°C).

W badaniach wpływu dawki koagulantu na jakość ścieków poddawanych koagulacji jako parametr niezależny zmienny przyjęto dawkę odczynnika, która wynosiła: 0,0; 1,0; 1,5; 2,0 i 2,5 g/dm³. Podczas prowadzenia badań procesu koagulacji z siarczanem żelaza dodawano 0,2 g/dm³ NaOH, w celu korekty odczynu pH w granicach 5,0÷7,0.

Jako parametr wynikowy w procesie koagulacji i sedymentacji grawitacyjnej przyjęto suchą pozostałość. Na podstawie charakterystyki wykresu zależności suchej pozostałości w cieczy nadosadowej od dawki koagulantu PIX 113 ustalono optymalną dawkę koagulantu, dla której

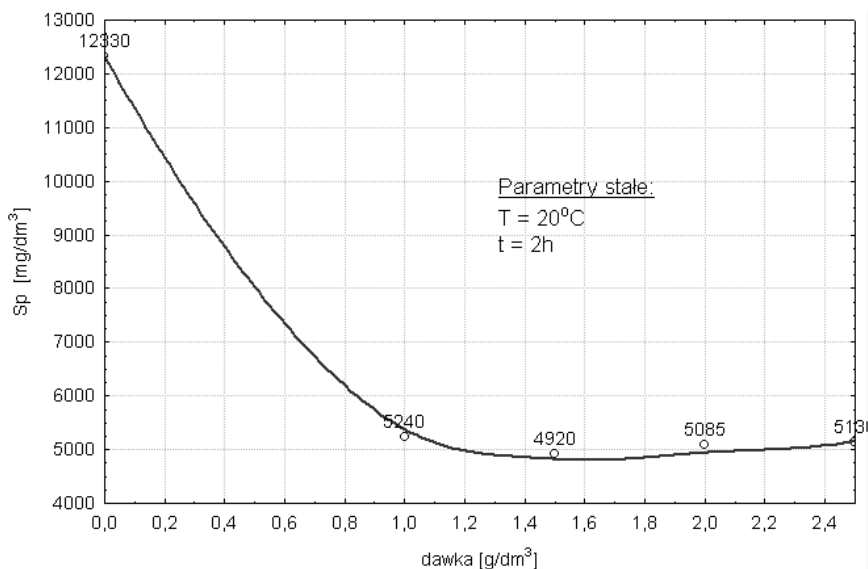
określono wartości wskaźników zanieczyszczeń tj.: pH, zawiesina ogólna, ChZT, BZT₅, azot ogólny, fosfor ogólny, formaldehyd.

Badania prowadzono w pomieszczeniu klimatyzowanym przy stałej temperaturze $20 \pm 2^\circ\text{C}$ po dwóch godzinach sedymentacji.

Zawiesina ogólna i sucha pozostałość

Wyniki badań wpływu zmiany dawki koagulanta PIX 113 na zawartość suchej pozostałości w cieczy nadosadowej, zawarte w tabeli 4 i przedstawione na wykresie (rysunek 7) wskazują, że przy zastosowaniu dawki koagulanta $1,5\text{g/dm}^3$ po dwugodzinnym czasie sedymentacji grawitacyjnej następuje redukcja omawianego wskaźnika zanieczyszczeń o 95,6% czyli z wartości $12\,330\text{ mg/dm}^3$ do $4\,920\text{ mg/dm}^3$. Dla dawki PIX 113 wynoszącej $2,5\text{ g/dm}^3$ i więcej zaczyna się ponowny wzrost zawartości zawiesin w próbce.

Charakterystykę pozostałych parametrów w ściekach dla $1,5\text{ g/dm}^3$ dawki przedstawiono w tabeli 4.



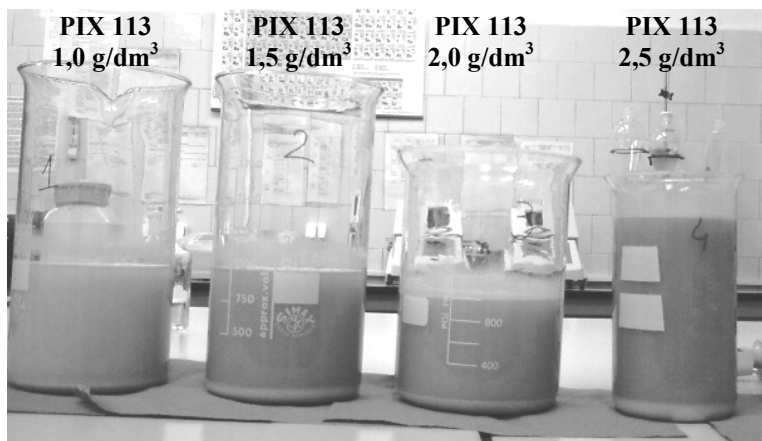
Rys. 7. Wykres wpływu zmian dawki koagulanta PIX 113 na zmianę zagęszczenia w cieczy nadosadowej

Fig. 7. Changes in the dose of coagulant PIX 113 vs. change of solids concentration in wastewater after sedimentation

Tabela 4. Wyniki badań wpływu zmian dawki PIX 113 na parametry cieczy nadosadowej
Table 4. Impact of PIX 113 doses on parameters of wastewater after sedimentation

Parametr	Jednostka	Dawka [g/dm ³]:					Niepewność rozszerzona metody badawczej p=95% i k=2
		0 próbka 0	1,0 próbka I	1,5 próbka II	2,0 próbka III	2,5 próbka IV	
Sucha pozostałość	mg/dm ³	Średnia* 12330	Średnia* 5230	Średnia* 4920	Średnia* 5085	Średnia* 5103	±15%
Odczyn	pH	7,20		6,70			±4%
ChZT	mg/dm ³	23100		8265			±10%
Fosfor ogólny	mg/dm ³	22,1		22,3			±10%
Azot ogólny	mg/dm ³	124		61,2			±10%
Formaldehyd	mg/dm ³	33,5		23,1			±10%
Zawiesina ogólna	mg/dm ³	11000		2315			±15%
BZT ₅	mg/dm ³	3995		2020			±14%

*Wartość średnia jest średnią arytmetyczną z 3 pomiarów.



Fot. 4. Próbkki po koagulacji PIX-em 113 po 2h czasie sedymentacji grawitacyjnej

Phot. 4. Samples after coagulation with PIX 113 after 2h of gravitational sedimentation

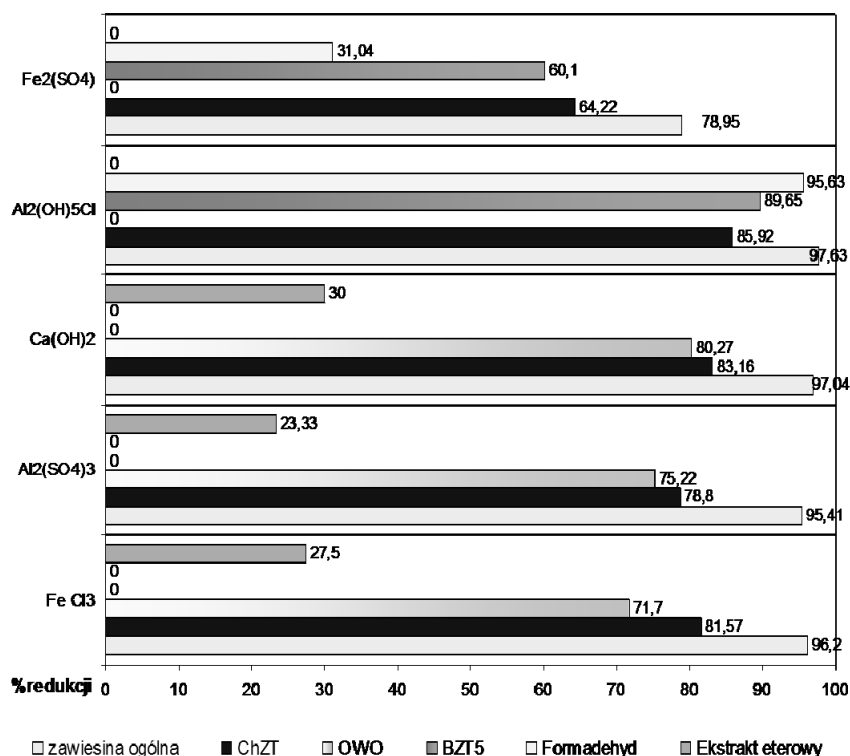
3.3. Podsumowanie procesu koagulacji i sedymentacji grawitacyjnej

W przeprowadzonych badaniach własnych nad doбором rodzaju i optymalnej dawki koagulantu otrzymano zadowalające wyniki dla obu zastosowanych koagulantów, przy czym koagulant PIX 113 (siarczan VI żelaza III) okazał się koagulantem mniej wrażliwym na zmiany składu ścieków poprodukcyjnych z firmy Drewexim ale znacznie mniej skutecznym.

W pierwszej próbie bardzo skutecznym koagulantem był PAX XL 19F (pentahydroksychlorek diglinu $\text{Al}_2(\text{OH})_5\text{Cl}\cdot 3\text{H}_2\text{O}$). Jest to koagulant modyfikowany SiO_2 dzięki czemu jest znacznie bardziej wydajny (optymalna dawka to już $0,5 \text{ g/dm}^3$ ścieków), koagulant nie wymagał prowadzenia korekty pH. Niestety koagulant nie sprawdził się na kolejnej partii ścieków pobranej w styczniu 2010, dlatego też dalsze badania nad skutecznością odwadniania osadów pokoagulacyjnych [2, 6, 14] przeprowadzono na koagulancie PIX 113. Autorkom niniejszej pracy nie udało się ustalić przyczyny braku efektywności działania koagulantu PAX XL 19F dla drugiej dawki ścieków, gdyż nie różniła się ona istotnie od pierwszej pod względem oznaczanych parametrów.

W tabeli 5 oraz na wykresie rys. 8, jako podsumowanie niniejszego rozdziału, zestawiono wyniki badań własnych oraz badań uzyskanych w pracy [12, 13].

Z analizy wyników badań własnych, najlepsze efekty uzyskano dla koagulantu PAX XL 19F ($\text{Al}_2(\text{OH})_5\text{Cl}\cdot 3\text{H}_2\text{O}$), który już przy bardzo małej dawce ($0,5 \text{ g/dm}^3$) dawał wysoki stopień redukcji zawiesiny ogólnej (97,63%), a co za tym idzie również ChZT (85,92%). Na uwagę zasługuje również fakt, równocześnie uzyskano wysoki stopień redukcji formaldehydu (95,63%). Równie wysoki stopień redukcji zawiesiny ogólnej (97,04%) i ChZT (83,16%) uzyskali autorzy pracy [12, 13] przy zastosowaniu $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Najślabszy efekt uzyskano przy zastosowaniu koagulantu PIX 113 ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3\cdot n\text{H}_2\text{O}$), gdzie stopień redukcji ChZT wyniósł jedynie 64,22% a zawiesiny ogólnej 78,95%.



Rys. 8. Wykres stopnia redukcji zanieczyszczeń ze ścieków produkcyjnych z firmy Drewexim, przy zastosowaniu różnych koagulantów (źródło danych [12,13] i badania własne)

Fig. 8. Ratio of decrease of pollutants content in wastewater from Drewexim with application of various coagulants (after [12, 13] and own research)

Tabela 5. Wyniki badań oddziaływania optymalnych dawek wybranych koagulantów na parametry cieczy nadosadowej w ściekach
Table 5. Impact of optima doses of selected coagulants on parameters of wastewater after process

Rodzaj koagulanta	$\text{Fe Cl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	$\text{Ca}(\text{OH})_2$	$\text{Al}_2(\text{OH})_5\text{Cl} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4) \cdot n\text{H}_2\text{O}$
Dawka [g/dm^3]	0,6	0,6	0,6	0,5	1,5
odczyn pH	4,9	6,4	9,89	6,94	6,70
Parametr	Uzyskany % redukcji				
ChZT	81,57	78,80	83,16	85,92	64,22
zawiesina ogólna	96,20	95,41	97,04	97,63	78,95
Ekstrakt eterowy	27,50	23,33	30,00	–	–
OWO	71,70	75,22	80,27	–	–
Fosfor ogólny	–	–	–	54,33	0,0
Azot ogólny	–	–	–	0,00	50,65
Formaldehyd	–	–	–	95,63	31,04
BZT ₅	–	–	–	57,29	49,44
sucha pozostałość	–	–	–	89,65	60,10

4. Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych badań własnych, ich analizy oraz porównania z danymi literaturowymi można przedstawić następujące wnioski:

1. Charakterystyka ścieków pochodzących z przedsiębiorstwa Dre-wexim, użytych do badań własnych w niniejszej pracy, odpowiada ogólnej charakterystyce ścieków z przemysłu drzewnego, w którym do produkcji używane są kleje organiczne,
2. Analiza wyników dwóch zbadanych koagulantów: PAX XL 19F i PIX 113 wskazuje, że zastosowanie koagulantów do oczyszczania ścieków produkcyjnych zawierających w/w kleje ma korzystny wpływ na obniżenie wskaźników zanieczyszczeń tj.: zawiesina ogólna, ChZT, fosfor ogólny, formaldehyd i poprawia wartość wskaźnika ChZT/BZT₅. W badaniach własnych nie udało się ustalić, że koagulanty mogą mieć wpływ na obniżenie zawartości azotu ogólnego w cieczy nadosadowej. W pierwszej badanej partii ścieków bardzo zadowolające wyniki uzyskano dla koagulanta PAX XL 19F ($\text{Al}_2(\text{OH})_5\text{Cl} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$), który już przy bardzo małej dawce ($0,5 \text{ g}/\text{dm}^3$) dawał wysoki stopień redukcji zawiesiny ogólnej (97,63%), a co za tym idzie również ChZT (85,92%). Na uwagę zasługuje również

fakt, że równocześnie uzyskano wysoki stopień redukcji formaldehydu (95,63%): Najniższy efekt uzyskano przy zastosowaniu koagulantu PIX 113 ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$), gdzie stopień redukcji ChZT wyniósł jedynie 64,22% a zawiesiny ogólnej 78,95%.

Literatura

1. **Anielak A.M.:** *Chemiczne i fizykochemiczne oczyszczanie ścieków*. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN, 2002.
2. **Bień J., Matysiak B., Wystalska K.:** *Stabilizacja i odwadnianie osadów ściekowych*.: Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa, 1999.
3. **Borkowski J.:** *Zastosowanie chemicznie wspomaganego procesu z osadem czynnym do oczyszczania wysokoobciążonych ścieków technologicznych z linii produkcji płyt drewnopochodnych MDF*. Materiały na seminarium naukowo-techniczne Kemipol Sp. z o.o., Sopot-Koscierzyna-Gdańsk, 2009.
4. **Chądzyński G.:** *Woda i ścieki przemysłowe*. Państwowe Wydawnictwa Szkolnictwa Zawodowego, Warszawa, 1973.
5. http://drewexim.pl/pl/informacje/proces_tehnologiczny. [Online] DREWEXIM Sp. z o.o., 18 01 2010.
6. **Juraszka B., Piecuch T.:** *Badania odwadniania osadów pokoagulacyjnych w procesie sedymentacji odśrodkowej*. Ekologia i Technika vol. XVI, nr 3, 97-105, 2008.
7. **Juraszka B., Piecuch T.:** *Badania podczyszczania ścieków poprodukcyjnych zawierających kleje organiczne w procesie filtracji grawitacyjnej*. Gaz woda technika 4/2008, 29-34, 2008.
8. **Juraszka B., Piecuch T.:** *Matematyczny opis technologii podczyszczania ścieków zawierających kleje organiczne*. Rocznik Ochrony Środowiska Tom 9, 107-131, Koszalin, 2007.
9. **Juraszka B., Piecuch T.:** *Podczyszczanie ścieków poprodukcyjnych zawierających kleje organiczne metodą koagulacji chlorkiem żelaza*. Rocznik Ochrony Środowiska Tom 10, 221-242, Koszalin, 2008.
10. **Juraszka B., Piecuch T.:** *Podczyszczanie ścieków zawierających kleje organiczne w procesie sorpcji*. Inżynieria i Ochrona Środowiska, Tom 10, NR 3, 173-192, Częstochowa, 2007.
11. **Juraszka B., Piecuch T.:** *Spalanie osadów pokoagulacyjnych zawierających kleje organiczne oraz utylizacja powstałych popiołów*. Polityka Energetyczna, Tom 10 zeszyt 2, 85-101, 2007.
12. **Juraszka B., Piecuch T.:** *Study on Pre-Cleaning of Post Production Wastewater Containing Organic Glue by the Proces sof Coagulation with the Use of Calcium Hydroxide*. Archives of Environmental Protection. Vol. 34, no. 4, 47-61, 2008.

13. **Juraszka B.:** *Oczyszczanie ścieków przemysłowych pochodzących z klejenia w produkcji drzwi i oklein drewnianych.* Praca doktorska, promotor prof. dr hab.inż. Tadeusz Piecuch. Politechnika Koszalińska, 2007.
14. **Macalik M.:** *Sposoby przetwarzania osadów ściekowych część 3.* <http://ekonatura.org> [Online] 2005.
15. **Malej J., Hołubowicz D.:** *Badania technologiczne nad oczyszczaniem ścieków z Zakładu płyt pilśniowych Alpex w Karlinie.* Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Nr 11, 77-87, Koszalin 1996.
16. **Malej J.:** *Usuwanie zawiesin ziarnistych i trudnoopadających ze ścieków przemysłu drzewnego.* Materiały konferencyjne pt. "Współczesne problemy gospodarki wodno-ściekowej", 305-314, Koszalin-Kołobrzeg 1997.
17. **Pepliński M., Lidzbarski M.:** *Chemiczne wspomaganie usuwania koloidalnych związków węgla i azotu organicznego ze ścieków za pomocą koagulantu glinowego PAX XL 1905 w oczyszczalni w Tczewie.* www.old.kemipol.com.pl [Online]
18. **Piekarski J., Hauzer I.:** *Porównanie skuteczności koagulacji wodorotlenkiem wapnia oraz PIX-111 ścieków poprodukcyjnych z przetwórstwa ryb zakładu SUPERFISH w różnych warunkach temperaturowych.* Rocznik Ochrony Środowiska, Koszalin, Tom 9, 211-223, 2007.
19. **Piekarski J.:** *Opracowanie technologii oczyszczania ścieków przemysłowych pochodzących z produkcji płyt wiórowych.* Praca Doktorska, promotor prof. dr hab.inż. Tadeusz Piecuch. Politechnika Warszawska, 2000.
20. Polska Norma PN-EN 872:2005+Ap 1:2007. *Jakość wody. Oznaczanie zawiesin. Metoda z zastosowaniem filtracji przez sączi z włókna szklanego.* Polski Komitet Normalizacyjny, luty 2005.
21. Polska Norma PN-C-04540-01:90. *Badania pH, kwasowości i zasadowości.* Polski Komitet Normalizacyjny, 1990.
22. Polska Norma PN-EN 12880:2004. *Charakterystyka osadów ściekowych. Oznaczanie suchej pozostałości i zawartości wody.* Polski Komitet Normalizacyjny, 2004.
23. Polska Norma PN-EN1988-1:2002. *Jakość wody. Oznaczanie biochemicznego zapotrzebowania tlenu po n dniach. Metoda rozcieńczenia i szczepienia z dodatkiem allilotiomocznika".* Polski Komitet Normalizacyjny, grudzień 2002.
24. Polska Norma PN-ISO 15705:2005. *Jakość wody. Oznaczanie indeksu chemicznego zapotrzebowania tlenu. Metoda zminiaturyzowana z zastosowaniem szczelnych probówek.* Polski Komitet Normalizacyjny, 2005.
25. Procedura badawcza: PB 3.10 wydanie 2 z dnia 20.10.2008. *Oznaczanie fosforu ogólnego.* Szczecinek : Laboratorium Badań Wody i Ścieków w PWiK sp.z o.o. w Szczecinku, 2008.

26. Procedura badawcza: PB 3.9 wydanie 2 z dnia 20.10.2008. *Oznaczanie azotu ogólnego*. Szczecinek: Laboratorium Badań Wody i Ścieków w PWiK sp.z o.o. w Szczecinku, 2008.
27. Rozporządzenie Ministra Budownictwa z dnia 14.07.2006r. *w sprawie sposobu realizacji obowiązków dostawców ścieków przemysłowych oraz warunków wprowadzenia ścieków do urządzeń kanalizacyjnych*. /Dz. U. Nr 136, poz. 946 ze zmianami/.
28. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 19 grudnia 2008r. *zmieniające rozporządzenie w sprawie listy rodzajów odpadów, które posiadacz odpadów może przekazywać osobom fizycznym lub jednostkom organizacyjnym niebędącym przedsiębiorcami, oraz dopuszczalnych metod odzysku*. /Dz.U. Nr 235, poz. 1614/.
29. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. *w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego*. /Dz.U. Nr 137, poz. 984 ze zmianami/.
30. **Starecki A., Nicewicz D., Pawlicki J.:** *Ćwiczenia laboratoryjne i projektowanie z technologii tworzyw drzewnych*. Wydawnictwo SGGW, Warszawa 2002.
31. **Szymańska I., Kujawa R.:** *Wpływ ścieków przemysłowych z parzenia drewna bukowego na pracę oczyszczalni ścieków w Złotowie*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna nr 11/2008, 2008.
32. Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001r. *o odpadach*. /Tekst jednolity: Dz.U. z 2007r. Nr 216, poz. 1606 ze zmianami/.
33. Warnecke J mit Fa. Jowat, Lobers und Frank GmbH, und Co. KG Entwicklung und Erprobung eines Verfahrens zur Aufbereitung von Leim Klebemittelabwassern. *Abschlussbericht zu Teilprojekt 3: "Erprobung und Validierung eines mehrstufigen Verfahrenskonzeptes im (halb-) technischen Masstab"*. Paderborn, 2005.
34. **Zenkteler M.:** *Kleje i klejenie drewna*. Wydawnictwo Akademii Rolniczej w Poznaniu, Poznań, 1996.
35. **Żak S., Zabłocki L., Żółtowski D.:** *Technologia podczyszczania ścieków z produkcji klejów wytwarzanych na bazie żywic mocznikowo-formaldehydowych*. II Kongres Inżynierii Środowiska materiały tom I. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska, vol. 32, 1007-1014, Lublin, 2005.

Studies on Coagulation Process with Coagulants PAX XL 19F and PIX 113 of Wastewater Containing Organic Adhesives

Abstract

The aim of this study was to investigate coagulation process with application of selected coagulants (PAX XL 19F and PIX 113). Investigations were carried out on wastewater from the production company Drewexim Ltd. in Nowe Bielice near Koszalin.

Characteristics of wastewater from the Drewexim company, used for research corresponds to the general characteristics of wastewater from wood industry, in which organic adhesives are used.

In studies of the effect of coagulant dose on the quality of wastewater after the process, the independent variable parameter was dose of the reagent (x_1), which was: 0.0, 0.5, 1.0, 1.5 and 2.0 g/dm³. Research was carried out dosing coagulant to dose 3.0 g/dm³. But for this dose a deterioration of the results of most studied parameters was obtained.

Following parameters were used as resulting variables in the process of coagulation and gravitational sedimentation: pH, solids concentration, total suspension, COD, BOD, total nitrogen, total phosphorus, formaldehyde. The study was conducted in air-conditioned room at a constant temperature of 20±2°C after constant sedimentation time of 2h.

The analysis of the results for two examined coagulants: PAX XL 19F and PIX 113 indicates that the use of coagulants for production wastewater containing adhesives treatment has a positive impact on reducing pollution indicators such as: total suspension, COD, total phosphorus, formaldehyde and improves the value of the COD/BOD ratio. The study failed to determine that coagulants may have an impact on reduction of total nitrogen content in the wastewater after the process. In the first batch of examined wastewater very satisfactory results were obtained for coagulant PAX XL 19F (Al₂(OH)₅Cl·3H₂O), which already at low dose (0.5 g/dm³) gave a high degree of reduction of total suspended solids (97.63%), and thus COD (85.92%). It is worth mentioning that at the same time a high degree of reduction of formaldehyde (95.63%) was obtained. Unfortunately, PAX XL 19F on the second batch of wastewater did not prove its effectiveness, therefore for further research PIX 113 was used.

The worst effects were achieved with the use of coagulant PIX 113 (Fe₂(SO₄)₃), where the degree of reduction of COD, was only 64.22% and 78.95% of total suspended solids.



Pasożyty pstrąga potokowego (*Salmo trutta m. fario* L.) wsiedlonego do Chojnówki – ciek w Puszczy Bukowej k. Szczecina

Małgorzata Pilecka-Rapacz, Robert Czerniawski
Uniwersytet Szczeciński

1. Wstęp

Pstrągi potokowe *Salmo trutta m. fario* żyją w potokach górskich i wyżynnych o prądzie szybkim, dnie kamienistym i zwirowatym. Wymagają wody czystej i chłodnej. Prowadzą osiadły tryb życia, wykazują terytorializm, raczej trzymają się miejsc, które zajęły, zasiedlając kryjówki wśród kamieni, podmytych korzeni, w zagłębieniach dna. Czasem odbywają niewielkie wędrówki w poszukiwaniu odpowiednich żerowisk lub miejsc tarłowych. Kiedyś były to ryby masowo hodowane w stawach, obecnie są wypierane przez pstrąga tęczowego i ich znaczenie jako ryb hodowlanych zmalało. W środowisku utrzymują się dzięki wprowadzeniu wymiaru i okresu ochronnego a przede wszystkim dzięki prowadzeniu stałych zarybień wylęgiem i narybkiem przez Polski Związek Wędkarski. Są to bowiem ryby bardzo cenione przez wędkarzy [1]. Z przeglądu polskiego piśmiennictwa parazytologicznego wynika, że lista znanych pasożytów pstrąga potokowego obejmuje 18 gatunków [2, 3, 4, 5]. Badania parazytofauny dotyczyły przede wszystkim pstrąga z terenów Polski południowej [6, 7, 8] i Pomorza Wschodniego [2, 9]. Prezentowane badania dotyczą pstrąga potokowego wsiedlonego w ramach eksperymentu do niewielkiego ciek w Puszczy Bukowej.

2. Teren badań

Chojnówka to niewielki strumień, o długości 6 km i szerokości ok. 1,3m, w północno-zachodniej Polsce, na terenie Szczecińskiego Parku Krajobrazowego „Puszcza Bukowa”. Wypływa ze sztucznie spiętrzonego stawu „Oczko Marzanny” i płynie ku północy na dnie malowniczego wąwozu przecinającego bogato urzeźbioną morenę czołową w obrębie rezerwatu przyrody „Bukowe Zdroje”. Jej koryto jest wyżłobione a brzegi charakteryzują się niewielkim spadkiem. Do Chojnówki z prawej strony uchodzi kilka małych cieków. Strumień krytym kanałem przepływa przez Szczecin Zdroje i wpada do Cegielinki – odnogi Regalicy. W potoku nie stwierdzano rodzimej ichtiofauny.

3. Materiał i metoda badań

Badania parazytologiczne objęły 39 pstrągów potokowych odłowionych w latach 2001÷2003. Ryby pochodziły z dwóch doświadczalnych zarybień prowadzonych przez pracowników Katedry Zoologii Ogólnej US. Odłowiono je przy pomocy elektroagregatu i po przewiezieniu do laboratorium zmierzono i zważono z dokładnością do 0,1cm i 0,1 g. Współczynnik kondycji ryb obliczono przy pomocy wzoru Fultona

$$K=100 \cdot M/L^3$$

gdzie:

M – masa całkowita ryby,

L – długość ogonowa ryby (*longitudo caudalis*).

Dla określenia wieku ryb pobierano od nich łuskę (z miejsca położonego bezpośrednio nad linią naboczną, z pola znajdującego się między płetwą grzbietową a tłuszczową). W celu stwierdzenia pasożytów ryby poddano standardowym badaniom. Badano: skórę, skrzela, oczy i narządy wewnętrzne. Ze skrzeli wykonano odciski, które po wysuszeniu wybarwiano metodą srebrową. Znalezione pasożyty (nicienie) konserwowano w 70% alkoholu z dodatkiem 5% gliceryny a następnie prześwietlono w laktofenolu i zatopiono w glicerożelatynie.

4. Wyniki badań

Ryby miały długość od 13,6 do 36,9 cm (*longitudo caudalis*) (średnio 22,79 cm), masę od 28,1 do 222,5 g (średnio 116,42 g) i współczynnik kondycji od 0,44 do 1,25 (średnio 0,95). Były w wieku od 1+ do 3+. Ich charakterystykę przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Charakterystyka badanych ryb

Table 1. Characteristics of examined fish

wiek		1+	2+	3+
n ryb		12	12	15
długość ogonowa (cm)	zakres	13,6÷20	18,8÷28,7	21,9÷36,9
	średnia	17,89	22,56	26,64
	SD	2,29	2,98	2,26
masa (g)	zakres	28,1÷85,9	61÷158,3	92,5÷222,5
	średnia	60,56	106,63	170,7
	SD	17,49	31,25	46,11
współczynnik kondycji K	zakres	0,88÷1,25	0,67÷1,2	0,44÷1,1
	średnia	1,04	0,92	0,91
	SD	0,12	0,14	0,16

Sekcja parazytologiczna wykazała zarażenie tylko jednym gatunkiem – u trzech ryb znaleziono po jednym nicieniu *Cystidicoloides ephemeridarum* (Linstow, 1872). U dwóch z nich pasożyt był w żołądku, u jednej w przednim odcinku jelita. Zarażone ryby miały długość od 27,3 do 27,6 cm i były w wieku 3+. Innych pasożytów nie stwierdzono.

5. Dyskusja

Pstrąg potokowy, ze względu iż jest bardzo atrakcyjną dla wędkarzy rybą i jednocześnie może być źródłem zoonoz, często był obiektem badań parazytologicznych [10, 11, 12, 13, 14 i in.]. Badania te wykazały występowanie u niego kilkunastu gatunków pasożytów, w tym larw tasiemców z rodzaju *Diphyllobothrium*, z których *D. latum* i *D. dendriticum* mogą być niebezpieczne dla człowieka. W Polsce dobrze poznana jest parazytofauna pstrąga potokowego z terenów podgórskich [6, 7, 8]. Pospolitymi pasożytami są u nich przywry *Crepidostomum farionis* i *C.*

metoecus, nicienie *Cystidicoloides ephemeridarum*, *Cystidicola farionis* i *Capillaria salvelini* oraz kolcogłowy *Neoechinorhynchus rutili* i *Echinorhynchus salmonis*. Często występują one bardzo licznie, nie tylko w Europie, ale w całej Holarktyce [15, 16]. U ryb w strumieniu Chojnówka znaleziono tylko nicienia *C. ephemeridarum*. Moravec [17,18] uważa pstrąga potokowego za typowego żywiciela tego gatunku, chociaż występuje on także u innych ryb łososiowatych w strefie Palearktyki oraz u okonia, sandacza, szczupaka, miętusa i ciernika. Żywicielem pośrednim są larwy owadów wodnych, przede wszystkim *Ephemerida danica*, ale także przedstawiciele rodzaju *Habroleptoides*, *Habrophlebia*, a żywicielem paratenicznym mogą być drobne ryby, głównie z rodziny głowaczowatych (Cobitidae), ale i np. strzebla czy śliz [19, 20 21]. W Polsce Wierzbicki [9] notował go u pstrąga potokowego z Redy i Łupawy, Rokicki i in. [7] u pstrąga potokowego i źródlanego z kilku stanowisk w Tatrach, Popiołek i in. [8] u pstrągów potokowych z potoków Parku Narodowego Gór Stołowych. Występował także u lipienia z rzek Pomorskich: Redy, Łeby i Raduni [22]. Najwyższą ekstensywność inwazji – 44,4% notował Wierzbicki [9] przy średniej intensywności 4,4 pasożyty na jedną zarażoną rybę, ale już u lipieni procent zarażonych ryb i intensywność inwazji były wyższe (80 % i 11,2) [22]. U pstrągów z Gór Stołowych nicien wystąpił u 33,3% ryb, zakres intensywności wynosił 1 – 40 [8] niższa ekstensywność inwazji, ale niemal dwukrotnie większy zakres intensywności był u pstrągów w Tatrach (odpowiednio 26,62% i 1 – 81) [7].

U pstrągów z Chojnówki *C. ephemeridarum* wystąpił tylko u trzech ryb (7,69%), jego ekstensywność i intensywność (po jednym pasożycie) świadczą o akcydentalnym charakterze inwazji. Jest to przypuszczalnie związane z brakiem w potoku rodzimej ichtiofauny a co za tym idzie brak stadiów dyspersyjnych, którymi mogliby zarazić się żywiele pośredni. Badania dwóch potoków z Puszczy Bukowej; Trawnej i Rudzianki [23], wykazały występowanie w obu bezkręgowców należących do *Gammaridae*, *Insecta* (*Ephemeroptera*, *Diptera*, *Trichoptera*, *Coleoptera*, *Plecoptera* i *Heteroptera*), a więc potencjalnych żywicieli tego nicienia. Jednak niska ekstensywność i intensywność inwazji zarażenia pstrągów z Chojnówki, *C. ephemeridarum*, świadczyć może o braku rodzimej inwazji i napływowym charakterze zarażonych *Ephemeroptera*.

Literatura

1. **Brylińska M. (red.):** *Ryby słodkowodne Polski*. PWN, Warszawa, 1991.
2. **Grabda J.:** *Katalog fauny pasożytniczej Polski. III. Pasożyty kręgloustych i ryb*. Warszawa – Wrocław, 1971.
3. **Pojmańska T.:** *Pasożyty ryb Polski (klucze do oznaczania). Tasiemce – Cestoda*. Instytut Parazytologii PAN, Warszawa, 1991.
4. **Niewiadomska K.:** *Pasożyty ryb Polski (klucze do oznaczania). Przywry – Digenea*. Polskie Towarzystwo Parazytologiczne. Warszawa, 2003.
5. **Grabda-Kazubska B., Okulewicz A.:** *Pasożyty ryb Polski (klucze do oznaczania). Nicienie – Nematoda*. Polskie Towarzystwo Parazytologiczne. Warszaw, 2005.
6. **Ślusarski W.:** *Formy ostateczne Digenea z ryb lososiowatych (Salmonidae) dorzecza Wisły i południowego Bałtyku*. Acta Parasitologica Polonica 6, 447-728, 1958.
7. **Rokicki J., Rolbiecki L., Ligaszewski M.:** *Parazytofauna i stan zdrowotny ryb lososiowatych z Tatr*. Medycyna Weterynaryjna 54(5), 318-320, 1998.
8. **Popiołek M., Witkowski A., Kotusz J., Kuszniierz J., Baldy K.:** *Pasożyty jelitowe pstrągów potokowych (Salmo trutta fario L.) z potoków Parku Narodowego Gór Stołowych*. Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody. 23 (1), 121-127, 2004.
9. **Wierzbicki K.:** *Présence du nématode Sterliadochona tenuissima (Zeder, 1800) dans le nord de la Pologne*. Ann. Parasit. Hum. Comp. 37 (3), 314-324, 1962.
10. **Kennedy C.R.:** *An analysis of the metazoan parasitocoenoses of brown trout Salmo trutta from British lakes*. Journal of Fish Biology. 13, 255-263, 1978.
11. **Molloy S., Holland C., Poole R.:** *Helminth parasites of brown and sea trout Salmo trutta L. from the west coast of Ireland*. Biology and Environment Proceedings of the Royal Irish Academy. 93B, 3, 137-142, 1993.
12. **Moravec F.:** *Observations on the metazoan parasites of the Atlantic salmon (Salmo salar) after its reintroduction into the Elbe River basin in the Czech Republic*. Folia Parasitologica. 50, 298-304, 2003.
13. **Barskaya Y.Y., Ieshko E.P.:** *The parasite fauna of brown trout Salmo trutta, white fish Coregonus lavaretus, and grayling Thymallus thymallus from water bodies of North Karelia (Russia)*. Wiadomości Parazytologiczne 50 (3), 595-60, 2004.
14. **Kirjusina M., Vismanis K.:** *Parasites of freshwater and marine fishes of Latvia. (Systematic catalogue)*. Nauchnye Tetradi GosNORH. Sankt-Peterburg. pp. 100 (In Russian), 2004.

15. **Sandeman I.M., Pippy J.C.:** *Parasites of freshwater fishes (Salmonidae and Coregonidae) of Insular Newfoundland*. Journal Fisheries Research Board of Canada, 24 (9), 1911-1943, 1967.
16. **Hare G.M., Frantsi C.:** *Abundance and potential pathology of parasites infecting salmonids in Canadian Maritime hatcheries*. Journal Fisheries Research Board of Canada, 31: 1031-1036, 1974.
17. **Moravec F.:** *Parasitic Nematodes of Freshwater Fishes of Europe*. Acadmia, Praha, 1994.
18. **Moravec F.:** *Metazoan Parasites of Salmonid Fishes of Europe*. Acadmia, Praha, 2004.
19. **De N.C., Moravec F.:** *Some new data on the morphology and development of the Nematode Cystidicoloides tenuissima (Zeder, 1800)*. Folia Parasitologica. 26, 231-237, 1979.
20. **Moravec F., De N.C.:** *Some new data on the bionomies of Cystidicoloides tenuissima (Nematoda: Cystidicolidae)*. Věst. čs. Společ. zool. 46, 100-108, 1982.
21. **Aho J.M., Kennedy C.R.:** *Seasonal population dynamics of the nematode Cystidicoloides tenuissima (Zeder) from the River Swincombe, England*. Journal Fish Biol. 25, 473-489, 1984.
22. **Kulikowski M., Rokicki J.:** *Pasożyty lipienia Thymallus thymallus zasiedlającego rzeki Pomorza: Lebę Redę i Radunię*. Wiadomości Parazytologiczne. 44: 73-85, 1998.
23. **Czerniawski R., Pilecka-Rapacz M., Domagała J.:** *Macrofauna of three small streams as a prospective food reservoir for juvenile salmonids*. Acta Scientiarum Polonorum Piscaria 6 (3-4), 3-12, 2007.

Parasites of Brown Trout (*Salmo trutta m. fario* L.) Stocked to Chojnówka – stream in Puszcza Bukowa near Szczecin

Abstract

Brown trout *Salmo trutta m. fario* live in mountain and hill streams with fast currents, rocky and gravel bottom. It requires clean, cool water. It leads sedentary lifestyle, shows territorialism, rather sticks to sites that it occupied, colonizing hiding places among rocks, washed over roots, in bottom depressions. Sometimes brown trout takes a small journeys in search of suitable feeding and spawning sites. Once they were mass-bred fish in ponds, now are being replaced by rainbow trout and their importance as a bred fish has declined. Brown trout persists in the environment through the introduction of assessment and the period of protection, above all by conducting regular stocks with hatch-

ing and fry by the Polish Angling Association. Indeed, brown trout is highly prized by anglers. A review of the Polish parasitological literature shows that the list of known parasites of brown trout includes 18 species. Research of parasitofauna mainly concerned trout from southern Poland and East Pomerania. The present study concerns brown trout stocked within the experiment to a small stream in the Puszcza Bukowa, Szczecin, Poland.

The aim of this study was to determine the frequency of parasitic invasion in 39 brown trout. The study took place from 2001 to 2003 in Chojnówka stream. Chojnówka is a small stream, about 6 km long and about 1.3 m wide, located in north-western Poland, in the Szczecin Landscape Park "Puszcza Bukowa". It flows from the artificially banked up pond "Marzanna Pond" and flows toward the north at the bottom of the scenic gorge crossing a richly sculptured terminal moraine within the nature reserve "Bukowe Zdroje". Its bed is dug and banks are characterized by a slight slope. A few tiny streams flow into Chojnówka from the right side. The stream flows in the closed channel through Szczecin Zdroje and flows into Cegielinka – Regalica branch. In the stream there was no native fish fauna.

Fish (1+ to 3+ years old) came from Chojnówka stream in Puszcza Bukowa in Poland. Their average length was 22,79 cm, average weight 116,42 g and Fulton's coefficient was 0,95. Only three fish had parasites; each of these had only one Nematoda *C. ephemeridarum*. The frequency of parasitic invasion in brown trout from Chojnówka stream is very low. This is because of the lack of any other fish species in this stream that can host parasites during different stages in their life-cycle.



Dobór parametrów konstrukcyjnych przesiewacza dwuczęstościowego przeznaczonego do klasyfikacji odpadów mineralnych¹

Remigiusz Modrzewski, Piotr Wodziński
Politechnika Łódzka

1. Odpady mineralne

Przeróbka odpadów mineralnych ma ogromne znaczenie w gospodarce narodowej przede wszystkim ze względu na duże ilości masowe tych odpadów, jak też ich różnorodność. Odpady mineralne występują w wielu gałęziach przemysłu w szczególności w górnictwie węgla i surowców skalnych oraz w energetyce. Wiele z tych odpadów ma zresztą dużą wartość a możliwości ich wykorzystania są bardzo szerokie. Stąd też często zamiast pojęcia „odpady” mówi się o surowcach towarzyszących wydobyciu głównego surowca kopalnego.

Dobrym przykładem może być tutaj wydobycie węgla brunatnego, które oznacza pojawienie się dużych ilości kopaliny towarzyszących, mających charakter odpadów mineralnych, powstałych w rezultacie działalności górniczej. Kopaliny te stanowią istotny problem w całym górnictwie nie tylko w odkrywkowym górnictwie węgla brunatnego. Surowce towarzyszące kopalni węgla brunatnego są wykorzystywane w różnych gałęziach gospodarki. W warunkach masowego występowania kopaliny towarzyszących możliwa jest eksploatacja odmian najbardziej warto-

¹ Praca wykonana w ramach projektu badawczo-rozwojowego MNiSzW nr R 14 01403

ściowych, na które istnieje zapotrzebowanie lub pojawia się szansa ich ochrony przez utworzenie złóż wtórnych. Odkrywkowa eksploatacja węgla brunatnego związana jest z przemieszczaniem bardzo dużych ilości nadkładu – osadów zalegających ponad złożem węgla brunatnego. Jednocześnie w zboczach wyrobiska odkrywkowego oraz w strefie podwęglowej odsłaniane są skały i osady – dotychczas trudno dostępne z powierzchni terenu. Duża ilość tych osadów i skał ma znaczenie surowcowe. Odzysk nawet 1% przemieszczanego nadkładu jako kopaliny towarzyszących, ma ważne znaczenie dla gospodarki surowcowej kraju, a zwłaszcza regionu centralnego, w którym dostępność do surowców mineralnych jest wyjątkowo ograniczona.

Jako przykład różnorodności odpadów mineralnych podać można surowce towarzyszące wydobywaniu węgla brunatnego (tabela 1). Jak widać wszystkie mają szerokie możliwości wykorzystania, jednak uwarunkowane jest to wcześniejszą ich przeróbką. Wśród metod przeróbki na plan pierwszy wysuwa się przesiewanie.

Prawidłowe zagospodarowanie tych odpadów daje szereg korzyści z których za najważniejsze należy uznać:

Gospodarcze – pozyskiwanie kopaliny towarzyszących dokonywane jest mniejszym kosztem niż tych samych surowców jako kopaliny głównych, gdyż ponoszone nakłady na zagospodarowanie złoża rozkładają się na dwie lub więcej kopaliny.

Transportowo – energetyczne – co oznacza racjonalizację transportu surowców mineralnych i wykonywanych z nich wyrobów.

Ochrony środowiska – w tym zarówno ochrony zasobów surowców mineralnych, jak również ochrony terenów rolnych i leśnych. Zwiększenie produkcji np. wyrobów ceramiki budowlanej wymagałoby budowy wielu mniejszych zakładów wydobywczych zajmujących tereny rolne i leśne.

Tabela 1. Surowce towarzyszące złożu węgla brunatnego
Table 1. Concurrent materials in deposit of lignite

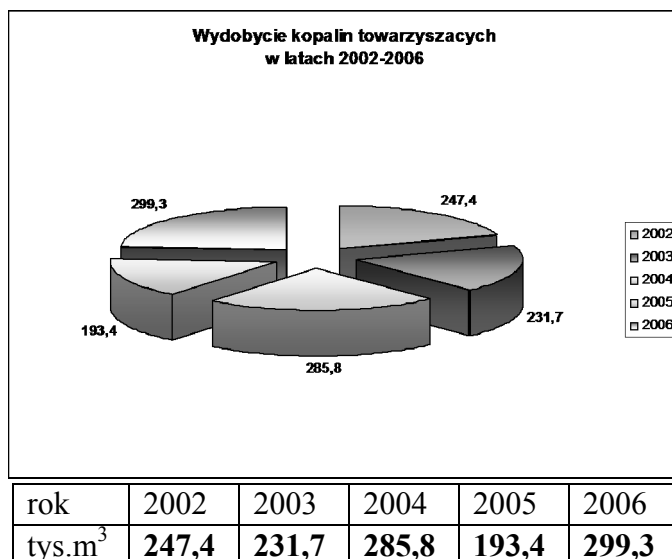
Nazwa kopaliny, charakterystyka, właściwości	Kierunki wykorzystania	Wymagany zakres, przetwórstwa (uszlachetniania)
TORF (gleba, humus) - niski - przejściowy	1. rekultywacja 2. podłoża ogrodnicze	
GRANITOWE GŁAZY NARZUTOWE	1. kruszywo budowlane 2. kruszywo drogowe 3. kamieniarstwo	kruszenie, przesiewanie
POSPÓŁKA KWARCOWO – SKALENIOWA I PIASKI	1. piasek płukany 2. piasek do robót antykorozyjnych 3. żwir filtracyjny 4. roboty makroniwelacyjne 5. piaski podsadzkowe 6. piasek odlewniczy (formierski)	płukanie, przesiewanie
SUROWCE ILASTE bardzo duża różnorodność właściwości ze względu na skład mineralny, granulometryczny i chemiczny - beidelitowe - kaolinitowe - illitowe - polimineralne	1. pełny zakres ceramiki budowlanej 2. wiertnictwo (płuczka) 3. hydroizolacja składowisk odpadów 4. hydroizolacja górotworu (pożary podziemne w kop. węgla kamiennego) 6. rekultywacja gleb piaszczystych 7. sorbenty 8. produkcja wyrobów kamionkowych 9. produkcja cementu 10. produkcja keramzytu	wysoki stopień selektywności eksploatacji i składowania zapewnienia możliwości stosowania bez procesów uszlachetniających

Tabela 1. cd.

Table 1. cont.

Nazwa kopaliny, charakterystyka, właściwości	Kierunki wykorzystania	Wymagany zakres, przetwórstwa (uszlachetniania)
POSPÓLKA KRZEMIENNA (bruki nadwęglowe)	<ol style="list-style-type: none"> 1. kruszywo drogowe 2. mielniki do młynów kulowych ściernie materiały nasypowe 3. żwir filtracyjny 4. piasek do robót antykorozyjnych 	płukanie, kruszenie, przesiewanie, korowanie
PIASKI KWARCYTOWE - wysoka zawartość SiO ₂ > 99% - wysoka jednorodność uziarnienia > 80% - frakcja główna 0,1-0,3 mm - niska wilgotność złożowa ~ 5% - łatwość topienia	<ol style="list-style-type: none"> 1. piasek szklarski po uszlachetnieniu kl. II, III 2. wypełniacz mineralny 3. mączka kwarcowa 	Klasyfikacja
WAPIENIE KWARCYTŹY	<ol style="list-style-type: none"> 1. kruszywo drogowe 1. kruszywo drogowe 	kruszenie, przesiewanie kruszenie, przesiewanie

O ilości dostępnych surowców towarzyszących świadczą dane uzyskane z jednej tylko kopalni KWB Bełchatów (rys. 1).



Rys. 1. Zestawienie wydobycia kopalin towarzyszących w latach 2002÷2006 w kopalni KWB Bełchatów

Fig. 1. Composition of getting out concurrent minerals in years 2002-2006 in the mine KWB Bełchatów

Również hutnictwo produkuje szereg materiałów odpadowych, a niektóre z nich są materiałami uziarnionymi. Materiały takie powinny zostać poddane dalszej przeróbce, a nie składowane, ponieważ możliwe jest ich dalsze wykorzystanie. Jednak w tym celu muszą one zostać (przynajmniej w części) poddane rozdrabnianiu i klasyfikacji. Uziarniony materiał odpadowy powinien zostać poddany wstępnej klasyfikacji, w celu oddzielenia ziaren drobnych, a więc już rozdrobnionych. Następnie należy go zmielić i ponownie rozklasyfikować na takie klasy ziarnowe, które mogą stanowić surowiec do dalszego wykorzystania.

Przeróbka odpadowych materiałów uziarnionych powstających w hutnictwie, polega na wydobyciu tych odpadów z miejsca składowania (np. hałdy), przetransportowaniu do miejsca przeróbki i realizacji samego przerobu tych materiałów. Głównymi operacjami występującymi w przeróbce tych materiałów są rozdrabnianie i ich klasyfikacja. W niniejszym

opracowaniu zajmujemy się tym drugim procesem, a więc klasyfikacją realizowaną w postaci przesiewania.

Przesiewanie odpadów uziarnionych dzieli się na kilka etapów, z których pierwszym jest oddzielanie ziaren dużych, tzn. takich które powinny być poddawane głębokiemu przemiałowi, w różnych maszynach rozdrabniających. Drugim etapem przerobu odpadów jest wielokrotne (w zależności od potrzeb) klasyfikowanie tych odpadów na sitach, a więc przesiewanie w różnych maszynach przesiewających.

Na podstawie wieloletnich doświadczeń autorzy niniejszego opracowania uznają, iż przesiewacze o sitach płaskich są najwłaściwszymi maszynami do przesiewania odpadów. Zdecydowanie należy polecić je przed przesiewaczami bębnowymi. Zastosowanie przesiewacza z sitami płaskimi polega na doborze maszyny spośród produkowanych przesiewaczy. Najlepiej jest zastosować przesiewacz wolnostojący wraz z całym wyposażeniem.

Jako jedno z możliwych rozwiązań autorzy proponują przesiewacz dwuczęstościowy opracowany w Politechnice Łódzkiej.

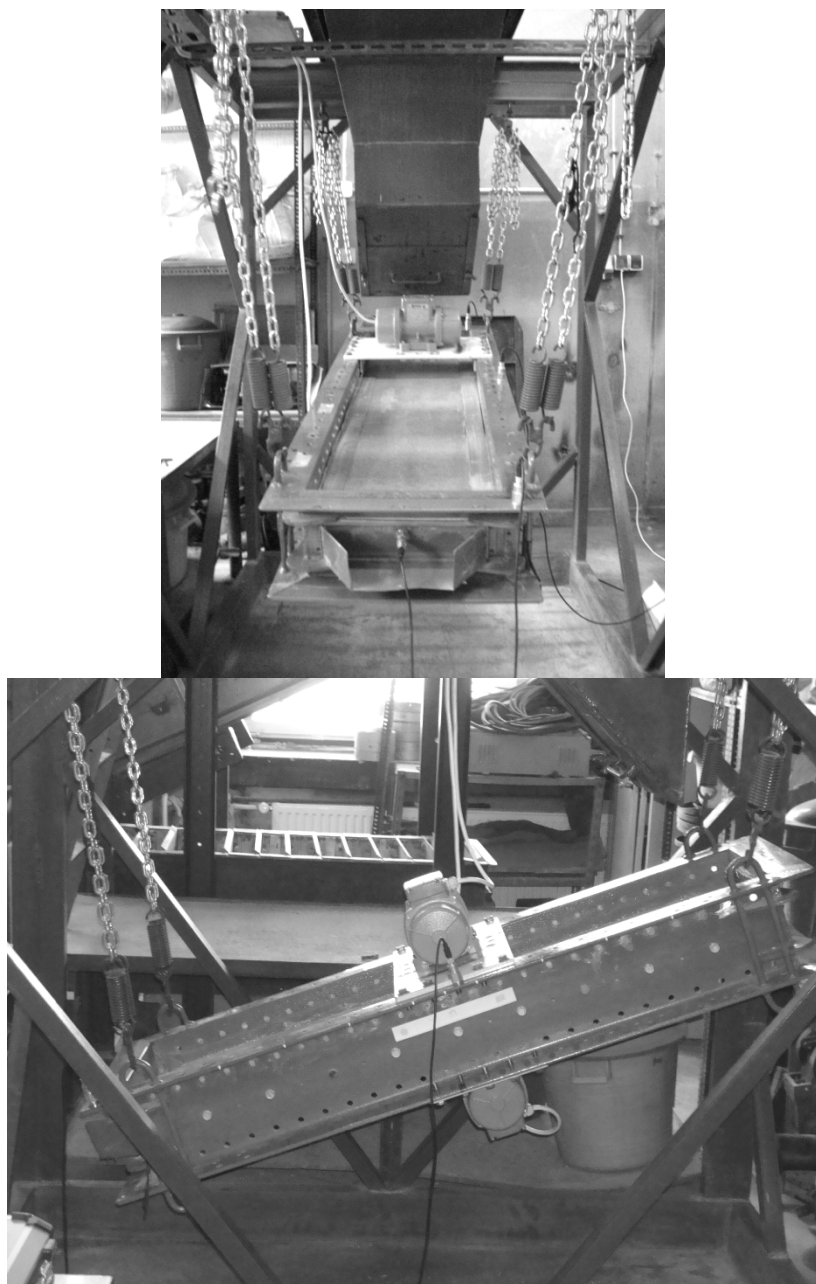
2. Przesiewacz dwuczęstościowy

Konstrukcja przesiewacza umożliwia regulację (dla celów badawczych) wszystkich podstawowych parametrów pracy maszyny, w szczególności takich jak:

- nachylenie rzeszota względem poziomu,
- ustawienie silników względem środka rzeszota,
- siły wymuszające wytwarzane przez silniki,
- prędkości obrotowe silników.

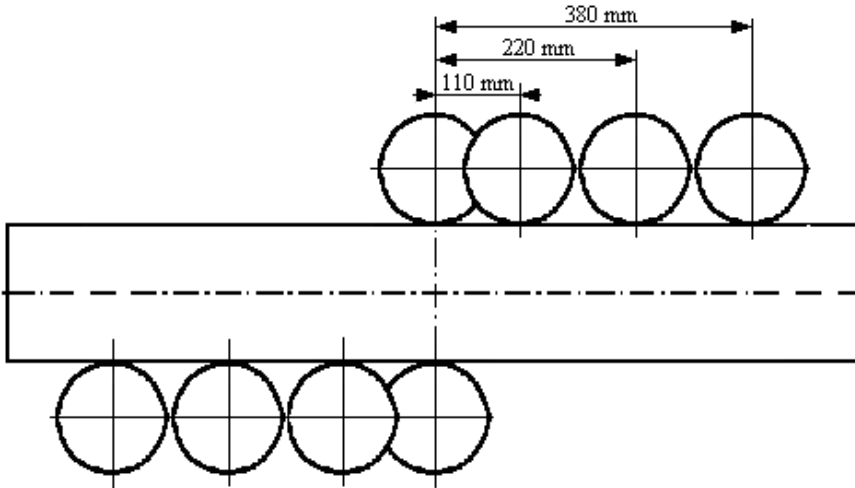
Przebadanie pracy przesiewacza w szerokim zakresie zmienności w/w parametrów pozwoliło na znalezienie optymalnych rozwiązań konstrukcyjnych pełnowymiarowej maszyny przemysłowej.

Użyty do badań przesiewacz posiada prostopadłościennie rzeszoto zawieszono sprężyste, takie rozwiązanie umożliwia regulację kąta pochylenia sita w zakresie od 0 do 25 stopni. Konkretnie badania były przeprowadzane dla następujących kątów pochylenia rzeszota względem poziomu: 0, 10, 15, 20 °.



Rys. 2. Przesiewacz doświadczalny
Fig. 2. Experimental screen

Konstrukcja przesiewacza umożliwiała zmianę ustawienia wibratorów (Rys. 3). Badania były przeprowadzane dla czterech różnych ustawień silników tzn. gdy są one rozsunięte względem środka rzeszota górny w kierunku podajnika, dolny w kierunku końca przesiewacza na odległość: 0, 110, 220, 380 mm.



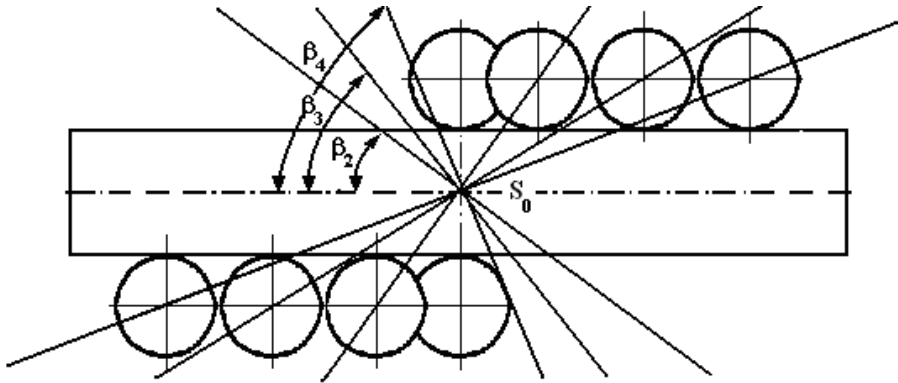
Rys. 3. Ustawienia wibratorów

Fig. 3. Setting of vibrators

Zmiana rozstawienia wibratorów powoduje zmianę wartości kątów torów wahań sita β (Rys. 4). W przypadku takich ustawień wibratorów jak na rys. 4 – kąty torów wahań sita wynoszą odpowiednio: $\beta_1=0^\circ$, $\beta_2=27,5^\circ$, $\beta_3=42,2^\circ$, $\beta_4=61^\circ$.

Przesiewacz posiada również możliwość regulacji siły wymuszającej poszczególnych wibratorów napędowych. Odbywa się to poprzez zmianę położenia mas niewyważonych, na wale danego wibratora. Na obu końcach wału wibratora znajdują się masy niewyważone. Na każdym z końców wału wibratora masa składa się z dwóch jednakowych części. Aby móc zmieniać siłę wymuszającą wystarczy rozsunąć jedną mas względem drugiej o odpowiedni kąt. Badania były przeprowadzane dla trzech wariantów ustawień:

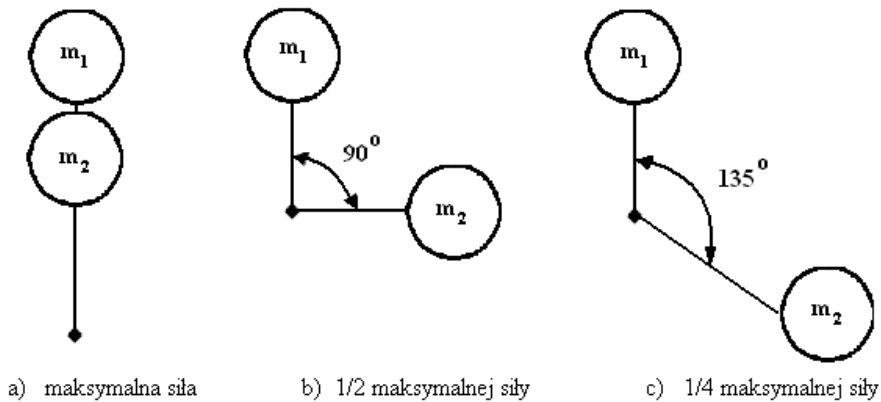
- a) maksymalna siła wymuszająca,
- b) 1/2 maksymalnej siły wymuszającej,
- c) 1/4 maksymalnej siły wymuszającej.



Rys. 4. Kąty torów wahań sita

Fig. 4. Angles of the tracks of sieve sways

Zasada tej regulacji została przedstawiona schematycznie na rys. 5.



Rys. 5. Ustawienia mas niewyważonych

Fig. 5. Setting of unbalanced masses

Z przeprowadzonych obliczeń wynika, że aby otrzymać założone wartości siły wymuszającej należy rozsunąć masy niewyważone względem siebie o następujące wartości kątów γ :

- a) maksymalna siła wymuszająca – kąt $\gamma = 0^\circ$,
- b) $1/2$ maksymalnej siły wymuszającej – kąt $\gamma = 90^\circ$,
- c) $1/4$ maksymalnej siły wymuszającej – kąt $\gamma = 135^\circ$.

Maksymalna siła wymuszająca według tabliczki znamionowej silnika wynosi 2 kN.

Należy zaznaczyć że siła wymuszająca zmniejszana była tylko na jednym z dwóch wibratorów napędowych, tzn. na tym, który obracał się z nominalną częstością obrotową (1500 obr/min). Natomiast na drugim wibratorze, którego częstość obrotów była mniejsza od nominalnej, siła wymuszająca zawsze była maksymalna (2 kN).

Niezwykle ważnym parametrem charakteryzującym pracę przesiewacza dwuczęstościowego jest współczynnik przełożenia prędkości definiowany jako:

$$\xi = \frac{\omega_1}{\omega_2} = \frac{n_1}{n_2} \quad (1)$$

Wielkość ta mówi nam o ile różnią się od siebie prędkości kątowe (lub obrotowe) dwu wibratorów rotacyjnych.

Prędkości obrotowe wibratorów ω przyjęte do badań miały następujące wartości:

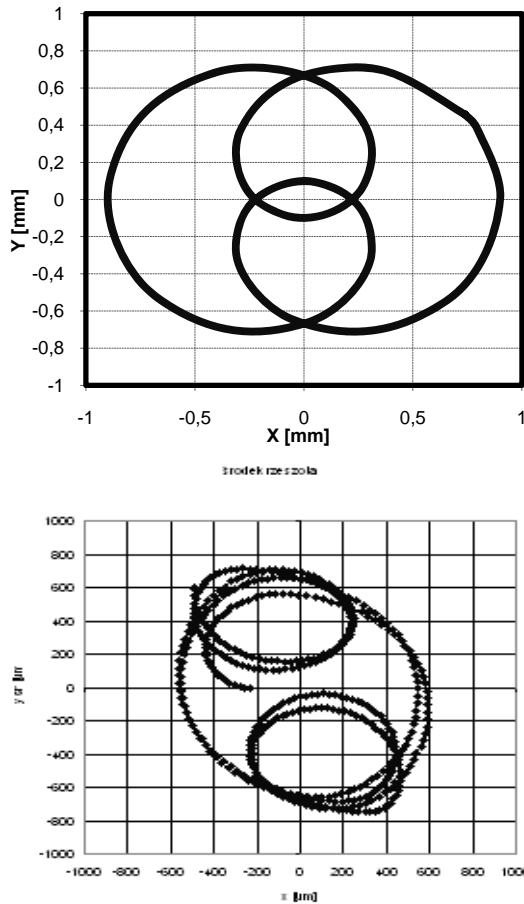
- $\omega_{\max} = 1500$ obr/min.
- $2/3 \omega_{\max} = 1000$ obr/min
- $1/2 \omega_{\max} = 750$ obr/min
- $1/3 \omega_{\max} = 500$ obr/min

Regulacji prędkości obrotowej silników dokonywano przy użyciu falowników. Badania były przeprowadzane dla kombinacji częstości obrotowych obu wibratorów jak w tabeli 2. W sumie możliwych było zatem 28 różnych kombinacji prędkości i kierunku obrotów.

Tabela 2. Kombinacje częstości obrotowych
Table 2. Combinations of rotary frequencies

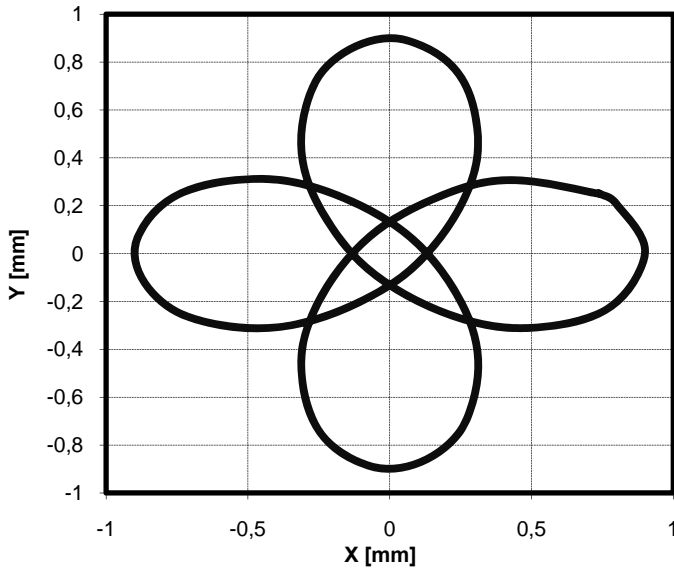
WIBRATOR	WIBRATOR	WIBRATOR	WIBRATOR	WIBRATOR	WIBRATOR	WIBRATOR	WIBRATOR
Górny (ω_1)	Dolny(ω_2)	Górny (ω_1)	Dolny(ω_2)	Górny (ω_1)	Dolny(ω_2)	Górny (ω_1)	Dolny(ω_2)
Prawo (+)	Prawo (+)	Prawo (+)	Lewo (-)	Lewo (-)	Prawo (+)	Lewo (-)	Lewo (-)
obr/min		obr/min		obr/min		obr/min	
1500	1500	1500	1500	1500	1500	1500	1500
750	1500	750	1500	750	1500	750	1500
1500	750	1500	750	1500	750	1500	750
1500	1000	1500	1000	1500	1000	1500	1000
1000	1500	1000	1500	1000	1500	1000	1500
1500	500	1500	500	1500	500	1500	500
500	1500	500	1500	500	1500	500	1500

Celem stosowania tylu różnych prędkości obrotowych silników było uzyskanie wielu odmiennych torów ruchu rzeszota. Tory te zostały zarówno wyznaczone teoretycznie na drodze obliczeń i symulacji komputerowych, jak też zmierzone doświadczalnie elektronicznym systemem pomiarowym. Wyniki przedstawiono na rysunkach 6÷11. Po lewej stronie rysunków znajdują się trajektorie obliczone – wyznaczone poprzez rozwiązanie równań ruchu [3], a po prawej doświadczalne – zmierzone za pomocą systemu do pomiaru drgań.

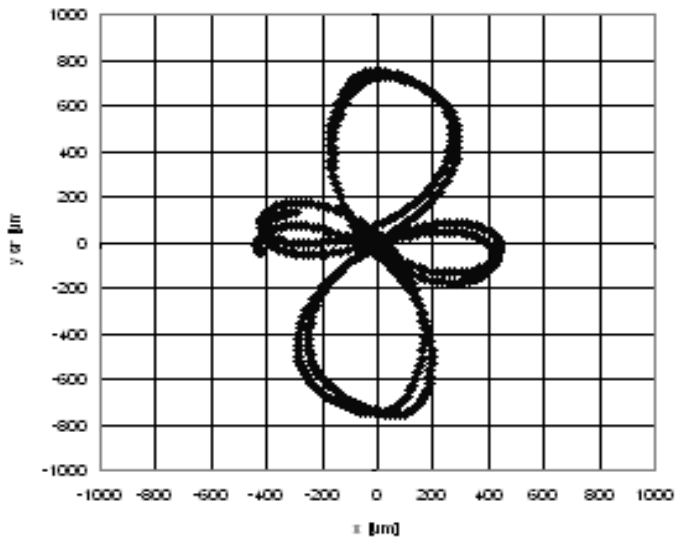


Rys. 6. Tory przy synchronizacji zgodnej $\omega_1 / \omega_2 = 1/3$

Fig. 6. Trajectories during harmonic synchronization $\omega_1 / \omega_2 = 1/3$

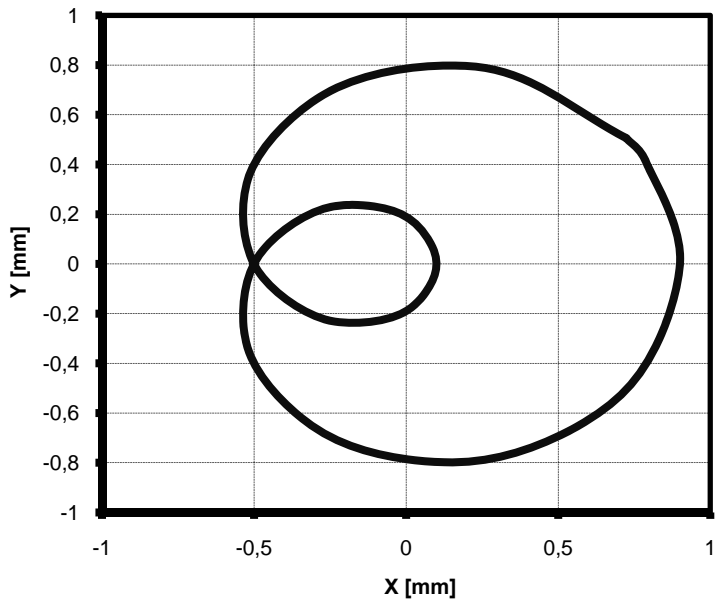


Środek rzędzola

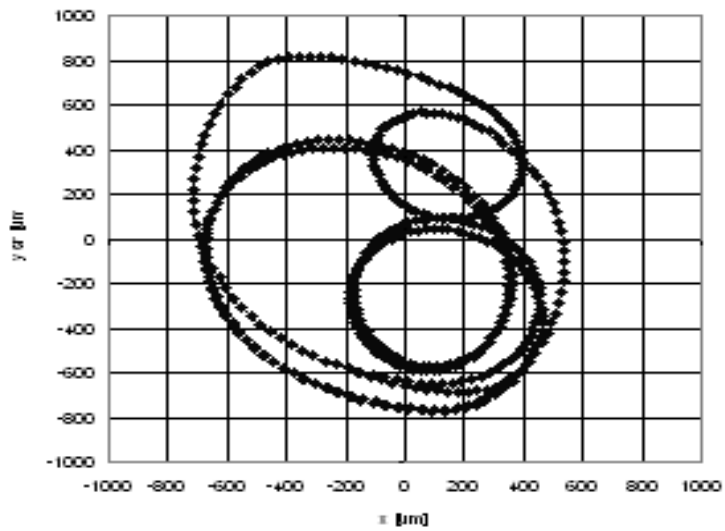


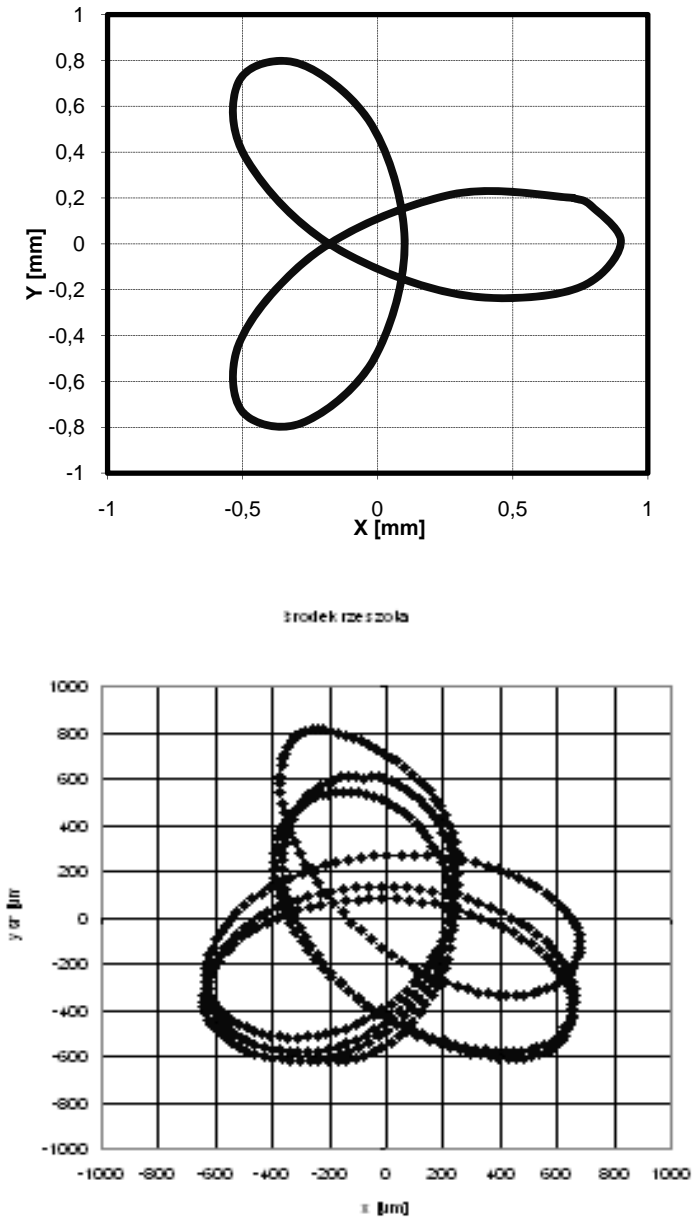
Rys. 7. Tory przy synchronizacji przeciwnej $\omega_1 / (-\omega_2) = 1/3$

Fig. 7. Trajectories during opposite synchronization $\omega_1 / (-\omega_2) = 1/3$



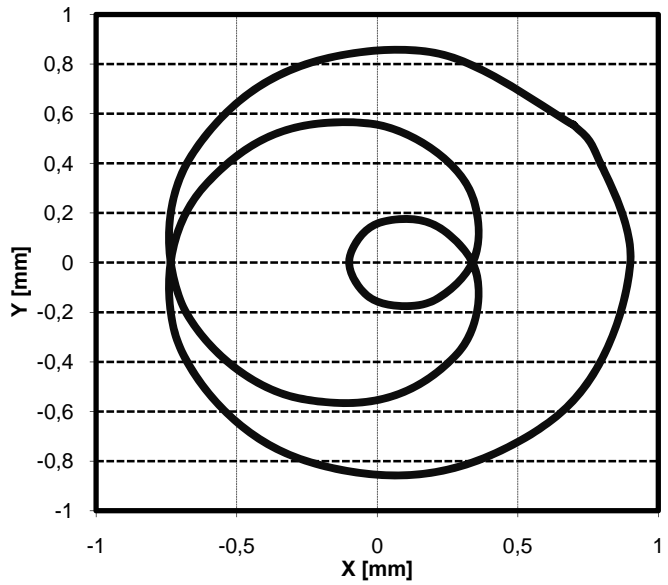
Zrodek rzeszola

**Rys. 8.** Tory przy synchronizacji zgodnej $\omega_1 / \omega_2 = 1/2$ **Fig. 8.** Trajectories during harmonic synchronization $\omega_1 / \omega_2 = 1/2$

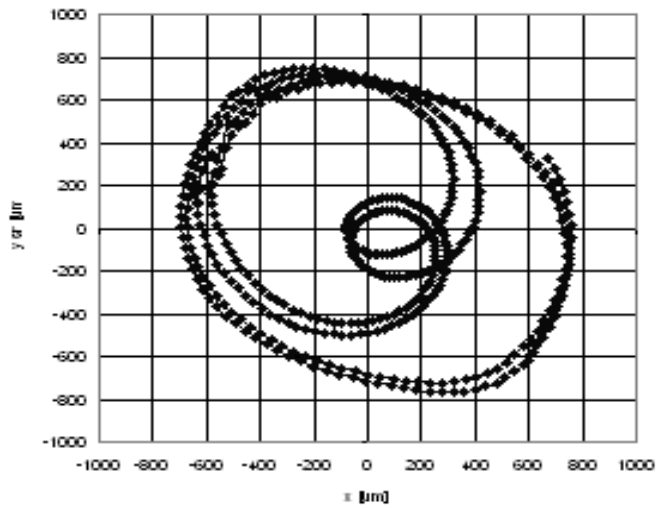


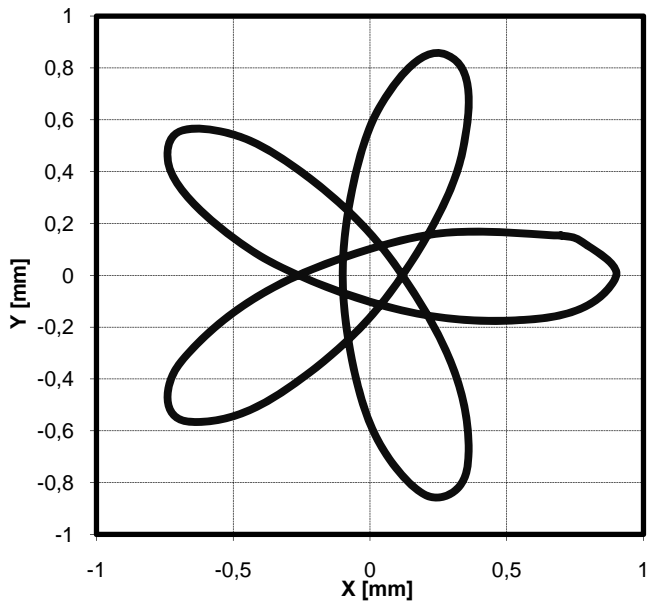
Rys. 9. Tory przy synchronizacji przeciwnej $\omega_1 / (-\omega_2) = 1/2$

Fig. 9. Trajectories during opposite synchronization $\omega_1 / (-\omega_2) = 1/2$

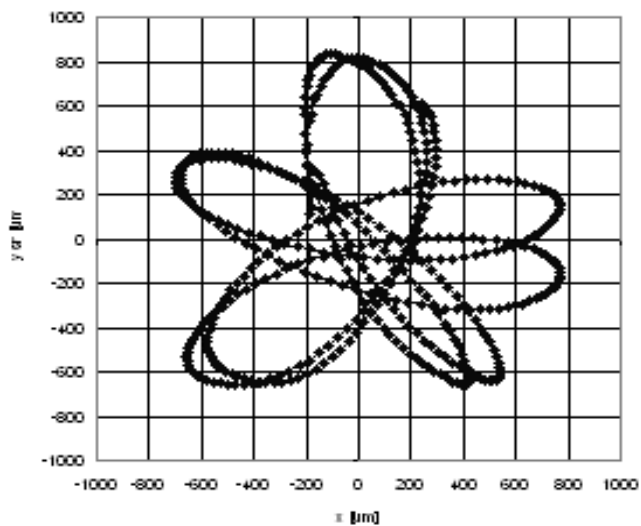


zrodek rzeszola

**Rys. 10.** Tory przy synchronizacji zgodnej $\omega_1 / \omega_2 = 2/3$ **Fig. 10.** Trajectories during harmonic synchronization $\omega_1 / \omega_2 = 2/3$



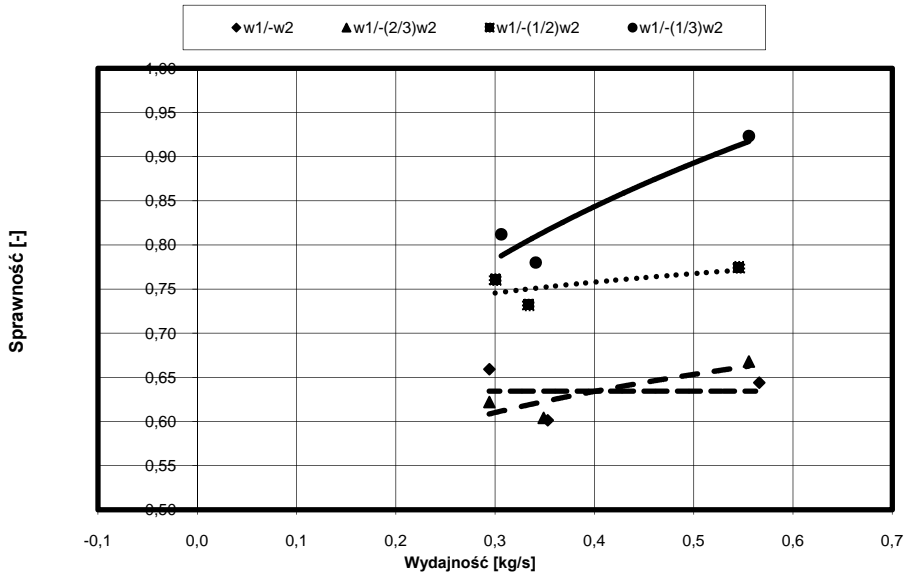
Zrodek rzęszoła

**Rys. 11.** Tory przy synchronizacji przeciwnej $\omega_1 / (-\omega_2) = 2/3$ **Fig. 11.** Trajectories during opposite synchronization $\omega_1 / (-\omega_2) = 2/3$

Za główną cechę przesiewacza dwuczęstościowego należy uznać możliwość dowolnego konfigurowania napędu bezwładnościowego, a więc i możliwość jego dostosowania od wymagań stawianych przez proces przesiewania konkretnego materiału ziarnistego. Optymalizacja pracy napędu odbywa się poprzez regulację częstości obrotowej wibratorów, ich siły wymuszającej, oraz wzajemnego położenia i kierunku obrotów.

Jako kryterium oceny jakości pracy urządzenia przyjęto sprawność przesiewania i wydajność masową, które to parametry mają decydujące znaczenie z punktu widzenia ekonomii procesu. Badania procesowe stanowią jedyną drogę osiągnięcia celu, jakim jest optymalizacja układu napędowego, ponieważ nawet poprawna praca układów mechanicznych nie oznacza jeszcze zapewnienia dostatecznie dobrych warunków przesiewania.

Przykładowe wyniki badań procesowych przesiewania przedstawiono na rysunku 12. W sumie uzyskano ponad 100 podobnych wykresów dla różnych konfiguracji napędowych przesiewacza, co pozwoliło na wybór układów optymalnych.



Rys. 12. Zależności sprawnościowo-wydajnościowe dla różnych stosunków prędkości wibratorów napędowych

Fig. 12. Efficiency and capacity dependences for the various relations of the driving vibrators speed

W tabeli 3 przedstawiono wybrane najkorzystniejsze zestawienia parametrów pracy przesiewacza dwuczęstościowego. Badania wykonano na sicie stalowym, plecionym, o otworach kwadratowych $l = 0,63$ mm, a badanym medium był piasek kopalny o uziarnieniu $0\div 3$ mm.

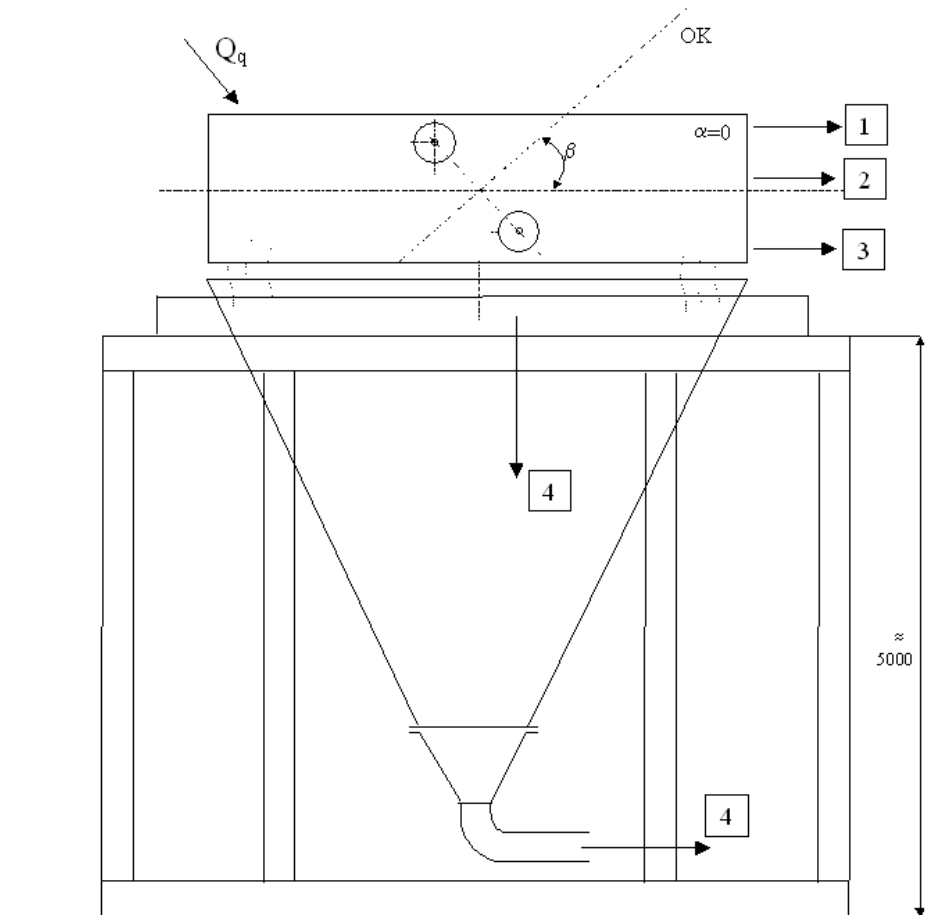
Tabela 3. Najkorzystniejsze parametry pracy przesiewacza dwuczęstościowego
Table 3. The most profitable parameters of the double frequency screen work

Kąt nachylenia sita	Rozstaw silników	Siły wymuszające	Prędkość kątowa (stosunek ω_1/ω_2)
20°	0	1/4	1/3
	0	1/4	-1/3
	1/3	1/4	1/3
	1/3	1/4	-1/3
	max.	1/4	1/3
	max.	1/4	-1/3

3. Przemysłowy przesiewacz dwuczęstościowy do przesiewania odpadów

Na podstawie wyników badań przesiewacza dwuczęstościowego w skali laboratoryjnej, opracowano koncepcję budowy przesiewacza przemysłowego (rys. 13), który zainstalowany będzie w jednym z zakładów wydobywczych zajmujących się eksploatacją kruszyw mineralnych.

Konstrukcja nośna ma być konstrukcją spawano-skręcaną wykonaną z typowych profili stalowych, walcowanych. Musi być ona złożona z takich elementów, aby możliwy był transport całego przesiewacza (rozmontowanego) transportem samochodowym. Konstrukcja nośna stanowi element wolnostojący, umieszczony na utwardzonym podłożu. Powinna ona zawierać pomosty dla obsługi oraz szafę sterowniczą w której zostaną umieszczone wszystkie elementy sterowania napędami maszyny. Konstrukcja nośna powinna także zapewnić możliwość zmiany kąta nachylenia sit $\alpha = 0\div 20^\circ$, poprzez pochylenie całego rzeszota przesiewacza.



Rys. 13. Przesiewacz przemysłowy

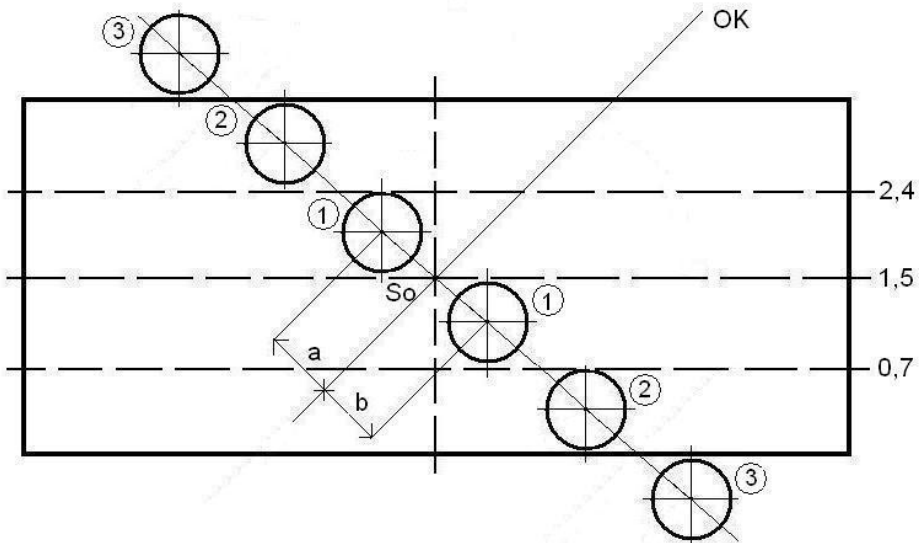
Fig. 13. Industrial screen

Rzeszoto przesiewacza dwuczęstościowego (rys.14) jest konstrukcją skrzyniową, spawano-skręcaną z możliwością zastosowania połączeń typu Huck-Bolt. Wymiary sita wynoszą $L = 5,0$ m, $B = 1,8$ m. Rzeszoto zawiera 3 pokłady sitowe, o wymiarach oczek sit tkanych: 2,4 mm, 1,5 mm, 0.7 mm. Do napędu rzeszota zastosowane zostaną dwa rotacyjne wibratory modułowe umieszczone w (lub na) bocznych burtach rzeszota z możliwością zmiany położenia tych wibratorów (pozycje 1, 2, 3 na rys. 14). Prędkości obrotowe tych wibratorów powinny być regulowane w sposób płynny w zakresie do 1500 min^{-1} (falowniki częstotliwości).

Maksymalny wskaźnik podrzutu maszyny, tzn. po ustawieniu maksymalnej siły wymuszającej powinien wynosić ok. $K = 6$.

Przewiduje się poprzeczny naciąg sit tkanych o wymiarach oczek:

- $l_1 = 2,4$ mm,
- $l_2 = 1,5$ mm,
- $l_3 = 0,7$ mm.

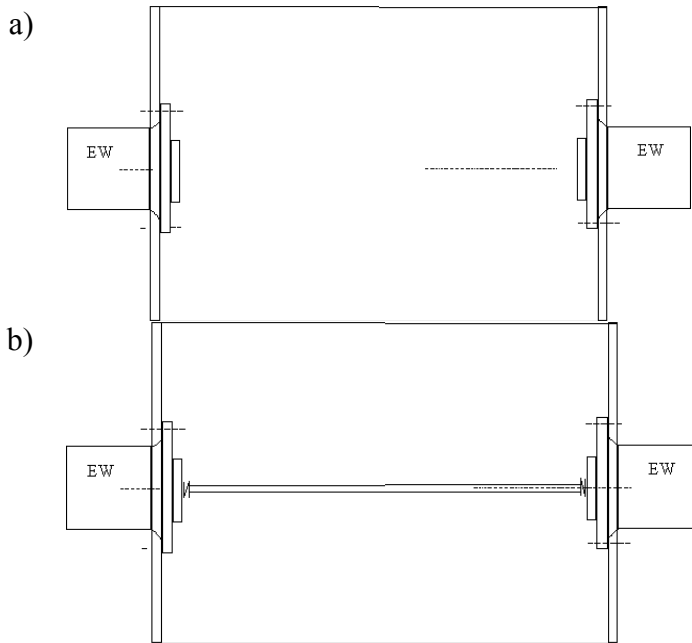


Rys. 14. Rzeszoto przesiewacza przemysłowego

Fig. 14. Riddle of industrial screen

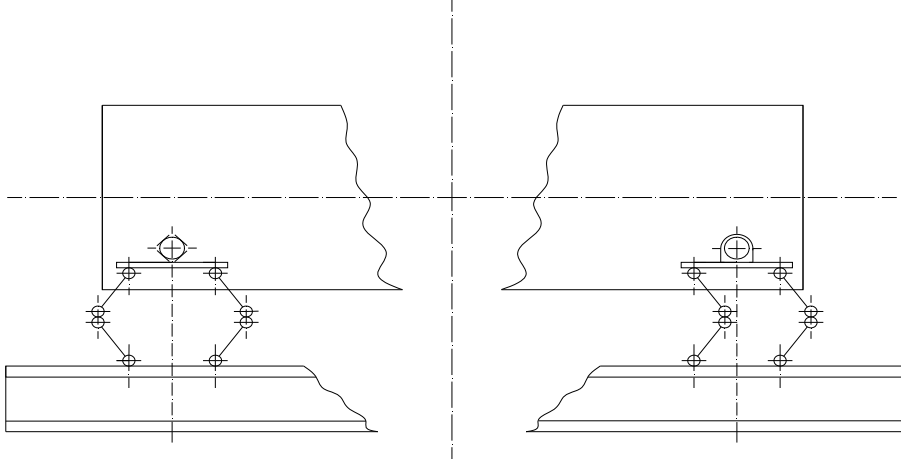
Wibratory rotacyjne pracują w warunkach samosynchronizacji dynamicznej współbieżnej lub przeciwbieżnej z możliwością połączenia sprzęgiem osiowym (rys. 15).

Zawieszenie sprężyste przesiewacza stanowią elementy sprężyste typu X (rys. 16) (metalowo-gumowe) lub sprężyny stalowe śrubowe.



Rys. 15. Napęd przesiewacza dwuczęstościowego, trójpokładowego; a) – bez sprzęgu osiowego, b) – ze sprzęgiem osiowym

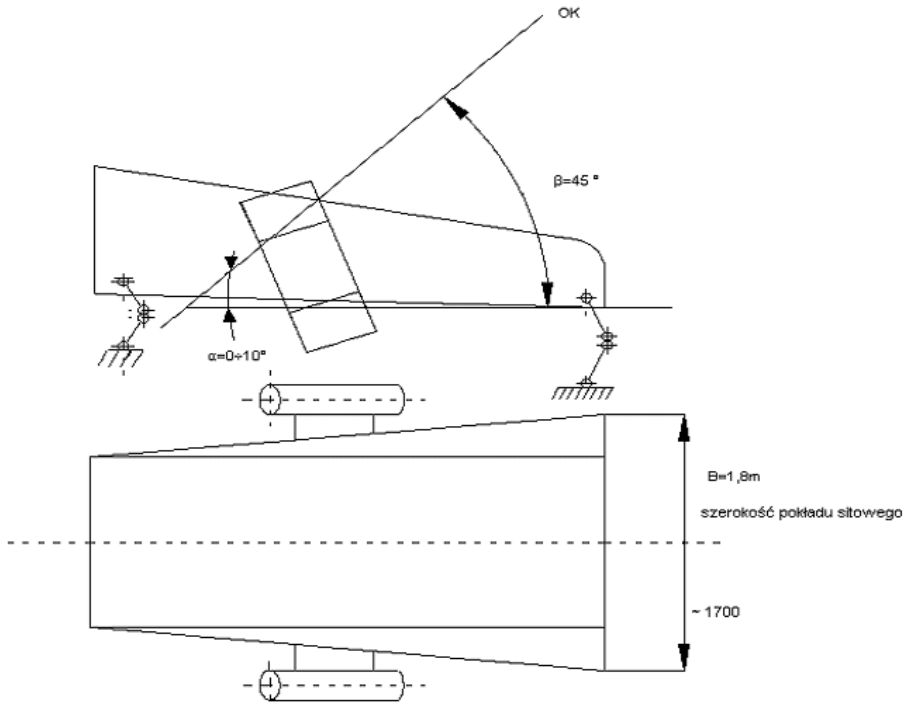
Fig. 15. Drive of double frequency screen with three-deck riddle; a) without axial coupling, b) with axial coupling



Rys. 16. Zawieszenie typu X (z przegubami typu Neidhart) do PD-C

Fig. 16. X-type suspension (with Neidhart joint) for PD-C

Do zasilania przesiewacza powinien być użyty podajnik wibracyjny (rys.17) lub zsuwnia grawitacyjna, które zapewnią podawanie nadawy na całą szerokość sita i upadek materiału przesiewanego na najwyższe sito z możliwie najmniejszej wysokości. Rynna wibracyjna powinna mieć możliwość regulacji wydajności nadawy – masowego natężenia dopływu nadawy do przesiewacza.



Rys. 17. Podajnik zasilający

Fig. 17. Supplying feeder

Proces przesiewania będzie prowadzony na sucho oraz na mokro, z zastosowaniem natrysku wodnego. Pod przesiewaczem powinien znajdować się lej zsypano-wodny do odbioru najdrobniejszego produktu (podsitowego), a produkty nadsitowe ze wszystkich pokładów sitowych, powinny być odbierane poprzez rynny zsypano- nieruchome, zamocowane do konstrukcji nośnej. Wysokość punktów odbioru produktów przesiewania nad utwardzonym podłożem, powinna umożliwić zainstalowa-

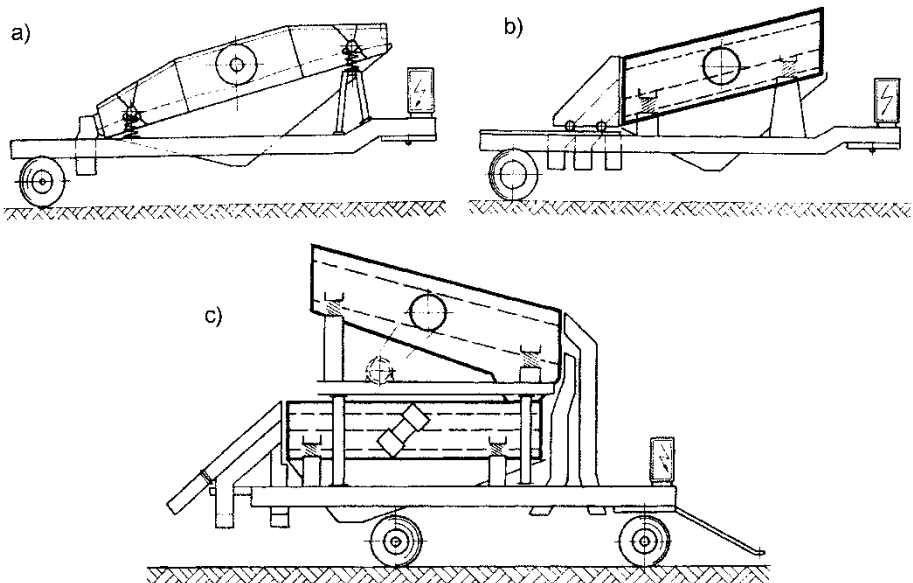
nie tam typowych przenośników taśmowych, przeznaczonych do odbioru produktów przesiewania.

Integralnym wyposażeniem przesiewacza jest szafa sterownicza, zawierająca elementy sterowania napędem (falowniki, styczniki, bezpieczniki, itp.)

Omawiany przesiewacz zalecany jest również jako część składowa tzw. zestawów mobilnych, coraz bardziej popularnych w mniejszych zakładach wydobywczych.

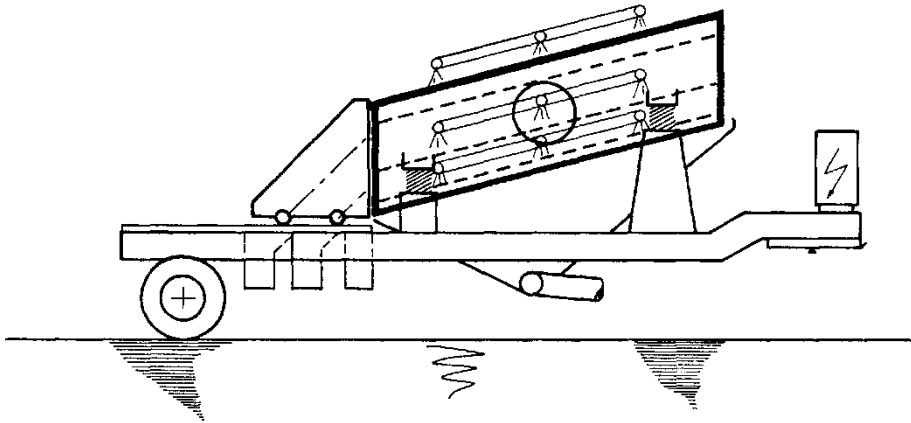
Na rys. 18 pokazano mobilne zestawy przesiewające, gdzie możliwe są przeróżne konfiguracje przesiewaczy, umieszczonych na podwoziach kołowych. Zestawy te można modyfikować w zależności od konkretnych potrzeb i założonych procesów technologicznych.

Możliwe jest także zbudowanie zestawu przesiewającego z natryskiem wodnym (rys. 19), który stanowić będzie element składowy całej linii technologicznej.



Rys. 18. Zestawy przesiewające

Fig. 18. Screening sets



Rys. 19. Zestaw przesiewający z natryskiem wodnym
Fig. 19. Screening set with the water shower

Literatura

1. **Banaszewski T.:** *Przesiewacze*. ŚWT, Katowice, 1990.
2. **Sztaba K.:** *Przesiewanie*. ŚWT, Katowice, 1993.
3. **Wodziński P.:** *Przesiewanie i przesiewacze*. WPL, Łódź, 1997.
4. **Schmidt P.:** *Das Siebklassieren*. Chem. Ing. Tech., 56, nr. 12, 1984.

Selection of the Construction Parameters of Double-frequency Screen for Classification of Mineral Wastes

Abstract

Screening of grained waste is divided into several stages, the first one is separation of large grains, that is those that should be subjected to deep milling, in different grinding machines. The second stage of waste processing is a multiple (depending on needs) classification of waste on sieves, so screening in different screening machines.

Basing on many years of experience, authors of the paper recognize that sifters with flat screens are the most appropriate machines for screening of waste. They are definitely more recommend than sieving drums. The use of flat screen sifters consists in selection of machine among manufactured sifters. It is best to use free-standing screen with all of its equipment.

The present study demonstrates the results of the research programme carried out at the Department of Process Equipment, Technical University of Lodz, and concerns double-frequency screens. On the basis of the research results the design assumptions of the industrial machine aimed at fine-grained screening have been elaborated. It is widely known that the shape of trajectory in the oscillating motion of the screen has a relevant meaning for obtaining the best processing properties of the machine. Therefore, the trajectories of oscillating motion, which will lead to the intensive segregation of the grain layer moving on the sieve, have been searched for a long time. Seemingly, it is possible to obtain a double-frequency screen. Two rotational vibrators of the same or different static moments are applied for the drive of such a screen. As the name indicates, it is a screen which is characterised by two different rotational speeds of those drive vibrators. The construction of the screen enables to regulate (for research objectives) all the basic operation parameters of the machine, such as: the inclination of the sieve against the level, setting of the engines against the middle part of the sieve, exciting forces generated by the engines, the engine rotational speeds.

Basing on results of the research on a double-frequency screen in a laboratory scale, the concept of building an industrial screen (Fig. 13) was developed, which will be installed in one of the mining companies exploiting mineral aggregates.

Supporting structure will be welded-bolt together structure made of typical steel rolled profiles. It must be composed of such elements, in order to it was possible to transport the entire screen (dismantled) by road transport. Supporting structure is a free-standing element, placed on a paved surface. It should contain catwalks for operation staff and control box where all elements of machine drives control will be placed. Supporting structure should also allow to change screens angle $\alpha = 0-20^\circ$, by tilting the entire sieve of screen.



Bezpieczeństwo zaopatrzenia w wodę

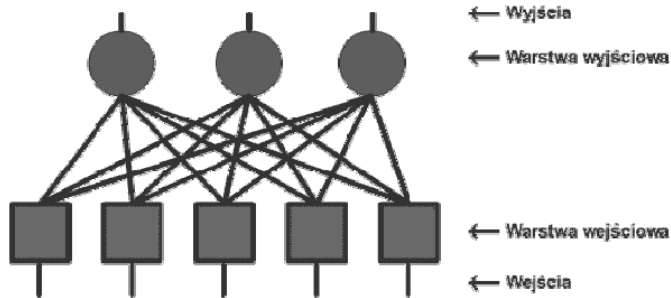
Stanisław Biedugnis, Mariusz Smolarkiewicz
Szkoła Główna Służby Pożarniczej

Andrzej Czapczuk
Politechnika Warszawska

1. Wstęp

W roku 1958 Rosenblatt [8] opracował i zbudował sztuczną sieć neuronową nazwaną perceptronem. Ten częściowo elektromechaniczny, a częściowo elektroniczny układ przeznaczony był do rozpoznawania znaków alfanumerycznych z procesem uczenia jako metodą programowania systemu. Ważnym rezultatem Rosenblatta było ponadto udowodnienie tzw. twierdzenia o zbieżności perceptronu, które gwarantuje skończoną liczbę iteracji procesu uczenia, o ile dla zagadnienia modelowanego przy użyciu tego typu sieci optymalny układ wag istnieje. Pomimo iż działanie perceptronu nie było zadowalające z punktu widzenia zasadniczego celu (układ wykazywał dużą wrażliwość na zmianę skali rozpoznawanych obiektów oraz ich położenia w polu widzenia), był to ogromny sukces badań prowadzonych w tym zakresie. Przede wszystkim był to pierwszy fizycznie skonstruowany układ symulujący sieć nerwową, który wraz ze zdolnością do uczenia się wykazywał zdolność do poprawnego działania nawet po uszkodzeniu części jego elementów. Zastosowanie tego typu sieci neuronowych w modelowaniu on-line systemów zaopatrzenia w wodę pozwala na zwiększenie bezpieczeństwa w odniesieniu do ich prawidłowego modelowania, efektywności procesu on-line i jego niezawodności.

W swojej najprostszej postaci perceptron zbudowany był z dwóch oddzielnych warstw neuronów reprezentujących odpowiednio wejście i wyjście (rys. 1).



Rys. 1. Perceptron

Fig. 1. Perceptron

Zgodnie z przyjętą zasadą neurony warstwy wyjściowej otrzymują sygnały od neuronów warstwy wejściowej, lecz nie odwrotnie. Oprócz tego neurony z danej warstwy nie komunikują się między sobą.

2. Perceptron prosty

Idea perceptronu jest zawarta w czterech podstawowych zasadach:

1. Elementem składowym perceptronu jest sztuczny neuron, którego model matematyczny może być opisany funkcją aktywacji unipolarną:

$$y = \begin{cases} 1, & \varphi > 0 \\ 0, & \varphi \leq 0 \end{cases} \quad (1)$$

lub bipolarną:

$$\text{sgn}(\varphi) = \begin{cases} +1, & \varphi > 0 \\ -1, & \varphi \leq 0 \end{cases} \quad (2)$$

gdzie:

$$\varphi = \sum_{i=1}^m w_i u_i - \theta \quad (3)$$

przy czym w_i oznacza wagę i -tego połączenia wstępującego do elementu; u_i – wartość i -tego wejścia; θ – wartość progową funkcji aktywacji.

2. Sieć perceptronową można jednoznacznie na ściśle uporządkowane i rozłączne klasy elementów zwane warstwami, wśród

- których wyróżnić można warstwę wejściową i wyjściową. Pozostałe noszą nazwę warstw ukrytych.
3. Perceptron nie zawiera połączeń pomiędzy elementami należącymi do tej samej warstwy.
 4. Połączenia pomiędzy warstwami są asymetryczne i skierowane zgodnie z ich uporządkowaniem, tzn. od warstwy wejściowej do pierwszej warstwy ukrytej, następnie od pierwszej do drugiej warstwy ukrytej, itd. aż do warstwy wyjściowej. Nie ma połączeń zwrotnych.

Warstwa wejściowa posiada elementy o nieco uproszczonej funkcji przejścia i jednym wejściu. Jest to swego rodzaju układ receptorów odbierających sygnały wejściowe i po wstępnym ich przetworzeniu (np. normalizacji, filtracji) przesyłających je do elementów warstwy następnej. Umownie jest to warstwa zerowa sieci. Stąd perceptron zawierający jedynie warstwę wejściową i wyjściową nazywany jest perceptronem jednowarstwowym lub perceptronem prostym.

W praktycznych zastosowaniach SSN (sztucznym sieci neuronowych) ustala się dla każdego elementu przetwarzającego wartość progów $\theta = 0$. Jego rolę przejmuje waga wstępującego do niego połączenia od dodatkowego elementu wejściowego (tzw. elementu progowego, ang. bias) o wartości u_0 zawsze równej 1.4. Wówczas dla $w_0 = -\theta$ wzór:

$$\varphi = \sum_{i=1}^m w_i u_i - \theta \quad (4)$$

przyjmuje postać:

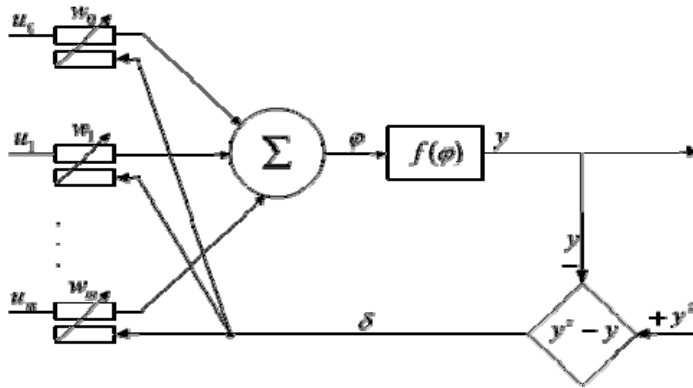
$$\varphi = \sum_{i=0}^m w_i u_i \quad (5)$$

Zaletą powyższej modyfikacji jest uzyskanie jednolitych wzorów określających zmiany wag i progów aktywacji w procesie uczenia sieci (dostrajania parametrów sieci).

Najprostszą siecią jednokierunkową jest perceptron prosty. Zbudowany jest jedynie z warstwy wejściowej i wyjściowej. Ponieważ nie istnieją połączenia między elementami warstwy wyjściowej, każdy z nich można potraktować niezależnie jako osobna sieć o $m+1$ wejściach i jednym wyjściu (rys. 2).

Przyjmijmy, że w bloku aktywacji elementu przetwarzającego realizowana będzie funkcja unipolarna (1):

Dany jest pewien zbiór wzorcowych wektorów wejściowych $u \in R^{m+1}$ i odpowiadających im oczekiwanych wartości wyjściowych y_z .



Rys. 2. Element sieci – proces uczenia nadzorowanego
Fig. 2. Element of network – supervised teaching process

Algorytm uczenia można sformułować następująco:

1. Pokaż obraz wejściowy u i wyznacz wyjście y .
2. Podejmij jedną z poniższych decyzji:
 - jeśli obraz wyjścia jest poprawny, to wróć do punktu 1 i pokaż inny obraz wejściowy u ;
 - jeśli sygnał wyjścia jest niepoprawny i równy 0, to dodaj wartość każdego wejścia u^i pomnożoną przez pewną liczbę η do wartości odpowiedniego współczynnika wag, w_i ;
 - jeśli sygnał wyjścia jest niepoprawny i równy 1, to odejmij wartość każdego wejścia u^i pomnożoną przez pewną liczbę η od wartości odpowiedniego współczynnika wag, w_i .
3. Wróć do punktu pierwszego i pokaż inny obraz wejściowy u .

Proces uczenia według tego algorytmu kontynuuje się tak długo, aż w kolejnych iteracjach nie następuje zmiana wektora wag połączeń wstępujących do elementu przetwarzającego. Warto również ograniczyć z góry liczbę iteracji procesu na wypadek ewentualnej jego rozbieżności. Ostatnim problemem jest ustalenie kolejności prezentacji wzorców. Istnieją trzy możliwości:

1. Prezentować dany wzorec dopóty, dopóki uzyska się stabilny wektor wag i następnie przejść do kolejnego wzorca.

2. Prezentować wzorce cyklicznie zgodnie z ustaloną z góry kolejnością.
3. Do każdej prezentacji losować wzorzec ze zbioru:

$$\Gamma = \{(\mathbf{u}^\mu, y_\mu^z)\}_{\mu=1}^L \quad (6)$$

z prawdopodobieństwem $1/L$.

Pierwsza z metod jest niewskazana, ponieważ sieć ucząc się danego wzorca traci zdolność udzielania poprawnych odpowiedzi na wzorce nauczone wcześniej. Drugi wariant unika niedogodności pierwszego, lecz istnieje obawa utraty zbieżności poprzez generowanie cyklicznych stanów sieci. Preferowany jest zatem wariant trzeci.

Jedną z podstawowych operacji w procesie uczenia elementu perceptronowego jest wyznaczanie współczynników wag w_i . Istnieje kilka metod korekcji wag:

- za pomocą ustalonego kroku wzrostu lub spadku;
- za pomocą kroku proporcjonalnego do różnicy pomiędzy sumą ważoną otrzymaną w sumatorze a oczekiwaną wartością wyjściową; w tym przypadku proces uczenia może być niestabilny;
- za pomocą kombinacji dwóch powyższych metod.

Najprostsza jest metoda ustalonego kroku wzrostu, którą można opisać równaniem:

$$w_i(k+1) = w_i(k) + \eta \delta_\mu u_i^\mu \quad (7)$$

gdzie:

$$\delta_\mu = y_\mu^z - y_\mu = \begin{cases} -1, & y_\mu^z = 0 \wedge y_\mu = 1 \\ 0, & y_\mu^z = y_\mu \\ 1, & y_\mu^z = 1 \wedge y_\mu = 0 \end{cases} \quad (8)$$

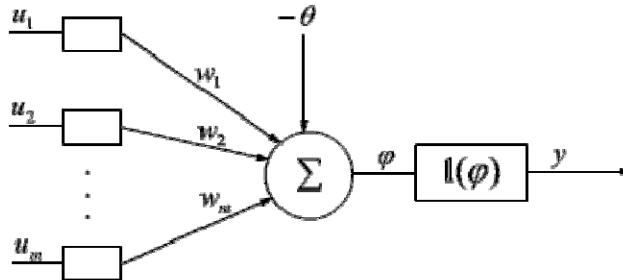
przy czym k oznacza numer kroku algorytmu, $w_i(k)$ – wagę i -tego połączenia na k -tym kroku, u_i^μ – i -tą składową μ -tego wektora wejściowego u^μ , y_μ^z – żadaną odpowiedź na μ -ty wektor wejściowy u^μ , y_μ – aktualną odpowiedź na μ -ty wektor wejściowy u^μ , η – parametr uczenia. Dla każdego kroku k losuje się odpowiadający mu numer wzorca μ . Powyższa zasada nosi nazwę reguły delty. Łatwo zauważyć, że proces uczenia to iteracyjny proces minimalizacji błędów $\delta_{i\mu}$, $\mu = 1, \dots, L$.

Jedna z interesujących właściwości perceptronu została sformułowana przez Rosenblatta [12] w postaci twierdzenia: jeżeli tylko istnieje

taki wektor wag w , przy pomocy którego element perceptronowy odwzorowuje w sposób poprawny zbiór wzorcowych wektorów wejściowych $\{u^\mu\}$ na odpowiadający mu zbiór wartości wyjściowych $\{y_\mu^z\}$, to istnieje metoda uczenia tego elementu gwarantująca zbieżność do wektora w .

W roku 1969 Minsky i Papert [12] zauważyli, że wiele interesujących funkcji nie może być modelowanych przez perceptron prosty, gdyż nie jest spełniony warunek istnienia wektora wag w z twierdzenia Rosenblatta.

Rozważmy element o m wejściach i progu aktywacji θ (rys. 3):



Rys. 3. Element o m wejściach i progu aktywacji θ

Fig. 3. Element with m inputs and activation threshold θ

Odpowiedź y tego elementu wyraża się wzorem:

$$l(\varphi) = \begin{cases} 1, & \varphi > 0 \\ 0, & \varphi \leq 0 \end{cases} \quad (9)$$

Zatem element perceptronowy dzieli m -wymiarową przestrzeń wektorów wejściowych na dwie półprzestrzenie rozdzielone $(m-1)$ -wymiarową hiperpłaszczyzną o równaniu:

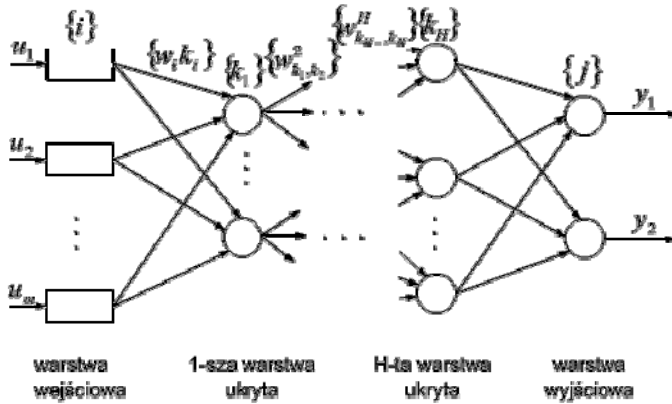
$$\mathbf{w}^T \mathbf{u} - \theta = 0 \quad (10)$$

Dla wektorów wejściowych z jednej półprzestrzeni element jest aktywny ($y=1$), dla drugiej – nie ($y=0$). Wymiarowa hiperpłaszczyzna nosi nazwę *granicy decyzyjnej*.

3. Perceptron wielowarstwowy

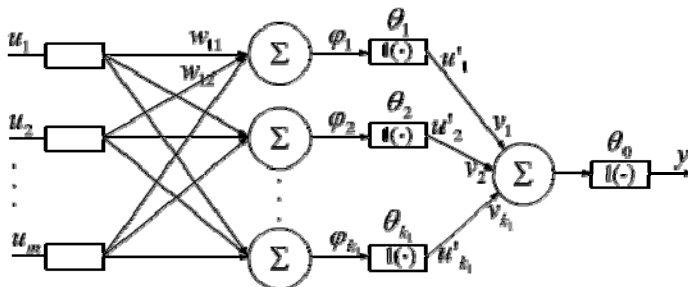
Ograniczenie liniowej separowalności perceptronu prostego można usunąć poprzez wprowadzenie warstw ukrytych. Oto struktura perceptronu wielowarstwowego (rys. 4). Przy czym $i = 1, 2, \dots, m$; m – liczba elementów w warstwie wejściowej; $j = 1, 2, \dots, n$; n – liczba elementów

w warstwie wyjściowej; $h = 1, 2, \dots, H$; H – liczba warstw ukrytych; $k_h = 1, 2, \dots, K_H$; K_H – liczba elementów w h -tej warstwie ukrytej; w_{k_{h-1}, k_h}^h – waga połączenia pomiędzy elementami k_{h-1} -tym oraz k_h -tym odpowiednio zawartymi w warstwach $(h-1)$ i h .



Rys. 4. Struktura perceptronu wielowarstwowego
 Fig. 4. Structure of multi layer perceptron

Korzystając z braku połączeń pomiędzy elementami wyjściowymi $y_j, j = 1, 2, \dots, n$, podobnie jak w przypadku perceptronu prostego, rozważymy przypadek sieci z jednym wyjściem (rys. 5).



Rys. 5. Przypadek sieci z jednym wyjściem
 Fig. 5. Network with one output

Jest to perceptron dwuwarstwowy opisany następująco:

$$y = \mathbf{l}(\mathbf{v}^T \mathbf{u}' - \theta_0) = \mathbf{l}\left(\sum_{k=1}^h v_k u'_k - \theta_0\right) \tag{11}$$

oraz:

$$u'_k = (\mathbf{w}_k^T \mathbf{u} - \theta_k) = \left(\sum_{i=1}^{n_i} w_{ki} u_i - \theta_k \right), \quad k = 1, 2, \dots, k_1 \quad (12)$$

przy czym $\theta_0, \theta_1, \dots, \theta_{k_1}$ są progami bloków aktywacji elementów sieci (0 odpowiada elementowi wyjściowemu, a $1, \dots, k_1$ – elementom warstwy ukrytej).

Każdy element warstwy ukrytej, podobnie jak opisany wcześniej pojedynczy element perceptronowy, dzieli przestrzeń stanów wejściowych na dwie półprzestrzenie rozdzielone hiperpłaszczyzną o równaniu:

$$\mathbf{w}^T \mathbf{u} - \theta = 0 \quad (13)$$

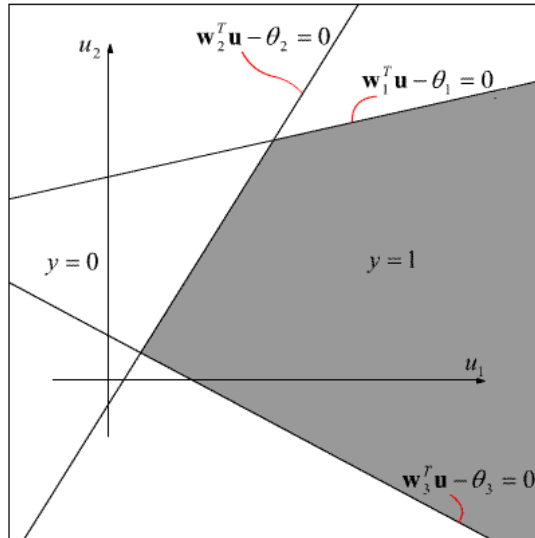
Dla wszystkich stanów z jednej półprzestrzeni dany element jest aktywny, dla stanów z drugiej – nie. Element wyjściowy, działając zgodnie ze wzorem:

$$y = \mathbf{l}(\mathbf{v}^T \mathbf{u}' - \theta_0) = \mathbf{l}\left(\sum_{k=1}^{k_1} v_k u'_k - \theta_0\right) \quad (14)$$

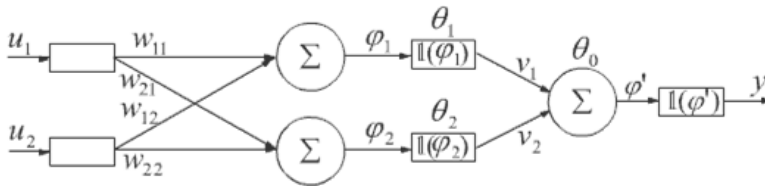
dzieli przestrzeń wektorów wejściowych \mathbf{u} na dwie podprzestrzenie uzyskane w wyniku kombinacji iloczynów i sum mnogościowych zbiorów stanów aktywnych poszczególnych elementów warstwy ukrytej. Ponieważ w przypadku perceptronu jednowarstwowego są to półprzestrzenie, jedna z podprzestrzeni stanów aktywności elementu wyjściowego musi być zbiorem wielościenne wypukłym. Wartości wag v połączeń wstępujących do elementu wyjściowego i jego próg θ_0 decydują, które z określonych w warstwie ukrytej hiperpłaszczyzn decyzyjnych ograniczać będą utworzony zbiór wypukły i jaka będzie aktywność wyjściowa dla stanów wewnątrz tego zbioru: $y = 0$, czy też $y = 1$.

Wynika stąd, że jeśli jeden z dwóch zbiorów wzorcowych wektorów wejściowych odpowiadających wartościom funkcji aktywacji 0 i 1 zawiera się w zbiorze wypukłym, to dane zagadnienie może być rozwiązane przez perceptron dwuwarstwowy. Na rys. 6 przedstawiono graficzną ilustrację zagadnienia realizowanego przez perceptron dwuwarstwowy na płaszczyźnie.

Korzystając z własności perceptronu wielowarstwowego rozwiążmy z jego pomocą problem XOR (warunku logicznego). Na rys. 7 i 8 przedstawiono schemat sieci i realizowany przez nią podział wektorów wejściowych.



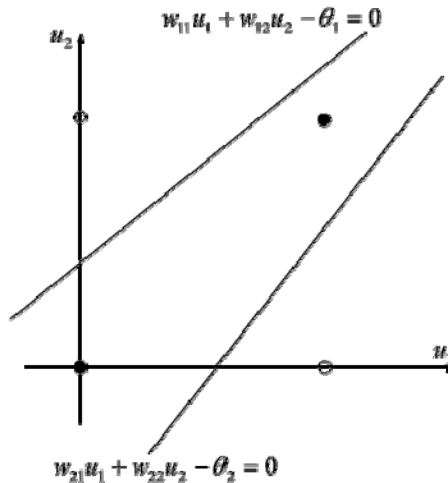
Rys. 6. Graficzna interpretacja perceptrona dwuwarstwowego
 Fig. 6. Graphical interpretation of two layer perceptron



Rys. 7. Schemat sieci
 Fig. 7. Network diagram

Dalszym stadium rozbudowy omawianej sieci jest perceptron trójwarstwowy, tzn. sieć z dwiema warstwami ukrytymi. Perceptron o takiej strukturze może realizować dowolne odwzorowania przestrzeni stanów wejściowych w przestrzeń stanów wyjściowych. Innymi słowy, perceptron trójwarstwowy gwarantuje istnienie układu wag sieci realizującej poprawnie dowolne odwzorowanie zbioru wzorcowych wektorów wejściowych $\{u^\mu\}$ na odpowiadający mu zbiór oczekiwanych wektorów wyjściowych $\{y_\mu^z\}$. Każdy z elementów pierwszej warstwy ukrytej dzieli, podobnie jak elementy wyjściowe w perceptronie prostym, przestrzeń stanów wejściowych na dwie półprzestrzenie rozdzielona pewną hiperpłaszczyzną decyzyjną. Następnie każdy z elementów drugiej warstwy,

podobnie jak elementy wyjściowe w perceptronie dwuwarstwowym, dokonuje pewnej transformacji mnogościowej półprzestrzeni z warstwy pierwszej, dzieląc przestrzeń stanów wejściowych na dwie podprzestrzenie, z których jedną stanowi zbiór wielościenne wypukły. Następnie każdy z elementów warstwy wyjściowej dokonuje transformacji mnogościowej powyższych zbiorów wypukłych, w wyniku której można uzyskać zbiór o dowolnej postaci. Jedynym ograniczeniem jest dostatecznie duża liczba elementów przetwarzających w sieci i połączeń między nimi.



Rys. 8. Podział wektorów wejściowych

Fig. 8. Division of input vectors

4. Podsumowanie i wnioski końcowe

Bezpieczeństwo systemów zaopatrzenia w wodę zależy od sprawnego i wydajnego systemu nadzoru i kontroli.

Budowa systemu nadzoru i kontroli w oparciu o rozbudowane modele neuronowe pozwala na zwiększenie ich efektywności i w wielu przypadkach na wyeliminowanie człowieka jako najsłabszego ogniwa procesu decyzyjnego w stanach zagrożeń.

Zastosowanie sieci neuronowych opartych o teorie Rosenblatt pozwala na zbudowanie bezpiecznego systemu zarządczego, który w razie własnej autoktonicznej awarii nadal może pracować i funkcjonować prawidłowo.

Literatura

1. **Biedugnis S., Podwójci P.:** *Studium na temat danych wejściowych modeli optymalizacyjnych regionalnej gospodarki odpadami komunalnymi*. VI Sem. Inst. ZWiBW PW, Oficyna Wyd. PW, Warszawa, 177-189, 1999.
2. **Gomółka B.:** *Podstawy ochrony środowiska*. Wyd. Politechniki Wrocławskiej, 1980.
3. **Harrison E., Angell R.:** *Waste Prevention Tool Kit for Local Governments*. Cornell Waste Management Institute, 1992.
4. **Hicman H.:** *Collection of Residential Solid Waste*. In: *The Solid Waste Handbook: A Practical Guide*, ed. by Robinson W., John Wiley & Sons, NY, 1986.
5. **Jóźwiak J.:** *Statystyka od podstaw*. Polskie Wyd. Ekonomiczne, Warszawa, 1997.
6. **Koniński R.A.:** *Sztuczne sieci neuronowe*. WNT, Warszawa, 2002.
7. **Marks D.H., Liebman J.C.:** *Mathematical analysis of solid waste collection*, Bureau of Solid Waste Management, 1970.
8. **McCutcheon J., Scott W.:** *An Introduction to the Mathematics of Finance*. Butterworth-Heinemann, 1991.
9. **Morrison D.:** *Wielowymiarowa analiza statystyczna*. PWN, Warszawa, 1990.
10. **Oowski S.:** *Sieci neuronowe do przetwarzania informacji*. WFUJ, Kraków 2002.
11. **Podwójci P., Biedugnis S.:** *Studium na temat danych wejściowych modeli optymalizacyjnych regionalnej gospodarki odpadami komunalnymi*. Grant KBN nr 3 T09C 052 15, Warszawa, 2000.
12. **Shuster K.A.:** *A Five-Stage Improvement Process for Solid Waste Collection Systems*. US EPA, Washington D.C., 1974.
13. **Siudak M.:** *Badania operacyjne*. Oficyna Wydawnicza PW, Warszawa, 1997.
14. **Staniszewski R.:** *Teoria systemów*. Wszechnica Polskiej Akademii Nauk, Ossolineum, Wrocław, 1988.
15. **StatSoft Polska:** *Statistica Pl dla Windows*. Kraków, 1997.
16. **Stevens J.:** *Applied multivariate statistics for the social sciences*. Hillsdale, NJ Erlbaum, 1986.
17. **Szajna J.:** *Turbo Prolog. Programowanie w języku logiki*. WNT, Warszawa, 1991.
18. **Tadeusiewicz R.:** *Wprowadzenie do sieci neuronowych*. Kraków, 2001.
19. **Witkowska D.:** *Sztuczne sieci neuronowe i metody statystyczne*. C.H.Beck, Warszawa, 2002.
20. **Wiśniewski M.:** *Elementy matematyki finansowej*. maszynopis, Wydział Nauk Ekonomicznych, Uniwersytet Warszawski, Warszawa, 1999.
21. **Zeigler B.:** *Teoria modelowania i symulacji*, PWN, Warszawa, 1984.

22. <http://www.lpa.co.uk> – strona firmy LPA.
23. <http://www.hallogram.com/science/lpaprolog/index.html> – strona firmy Hallogram.

Safety of Water Supply

Abstract

In 1958 Rosenblatt developed and built an artificial neural network, called perceptron. This partly electro-mechanical and partly electronic system was intended to recognize the alphanumeric signs with learning process as a method of programming the system. An important result of Rosenblatt was also to proving of so called theorem of perceptron convergence, which guarantees a finite number of iterations of the learning process, if for the modeled problem using this type of network there is a optimal arrangement of weights. Although the operation of perceptron was not satisfactory from the point of view of the fundamental goal (the system showed high sensitivity to change of scale of recognized objects and their location in the field of view), it was a great success of research in this area. First of all, it was the first physically constructed system of simulating neural network, which together with the ability to learn demonstrated ability to work properly even after the damage of part of its components. Using this type of neural networks in on-line modeling of water supply networks helps to increase safety in relation to their proper modeling, the effectiveness of on-line process and its reliability.

In its simplest form perceptron was constructed of two separate layers of neurons representing the input and output, respectively (Fig. 1). According to the assumed rule, neurons of output layer receive signals from neurons of input layer, but not vice versa. In addition, neurons of given layer do not communicate between themselves.

In 1969 Minsky and Papert noticed that a lot of interesting functions cannot be modeled by a simple perceptron, because condition of existence of the weights vector from Rosenblatt theorem is not met. Limitation of linear separability of perceptron can be removed simply by introducing hidden layers. Structure of multilayer perceptron is shown in Fig. 4.

Safety of water supply systems depends on efficient system of supervision and control. Construction of supervision and control system based on advanced neural models allows you to increase their effectiveness and in many cases to eliminate man as the weakest link in decision-making process during emergencies.

Application of neural networks based on the theories of Rosenblatt allows to build a safe management system which, in the event of their auto failure can still work and function properly.



Udział frakcji ChZT w ściekach mleczarskich w oczyszczalni stosującej intensywne usuwanie związków węgla, azotu i fosforu

Wojciech Dąbrowski, Monika Puchlik
Politechnika Białostocka

1. Wstęp

Prawidłowa eksploatacja nowoczesnych systemów oczyszczania umożliwiających intensywne usuwanie związków węgla, azotu i fosforu wymaga kontroli szeregu parametrów i wskaźników. W celu scharakteryzowania zawartości substancji organicznej w trakcie oczyszczania ścieków komunalnych bądź przemysłowych, stosuje się powszechnie biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT_5), chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT), ogólny węgiel organiczny (OWO). Rozbudowana kontrola, jakości ścieków w całym ciągu procesu oczyszczania ma istotne znaczenie w sterowaniu jego poszczególnymi etapami. Ma to szczególne znaczenie w przypadku oczyszczalni mleczarskich, które charakteryzują się wysokimi wskaźnikami BZT_5 , czy ChZT w stosunku do oczyszczalni ścieków komunalnych bądź bytowych. Tak jak w przypadku oczyszczalni komunalnych w oczyszczalniach mleczarskich ważne są proporcje C:N:P jak i forma występowania tych pierwiastków. Ścieki z przemysłu mleczarskiego należą do grupy łatwo biodegradowalnych jednak specyfika eksploatacji oczyszczalni mleczarskich znacznie odbiega od komunalnych charakteryzujących się dużą zawartością ścieków bytowych.

W województwie podlaskim działa dziewięć zakładów przetwórstwa mleczarskiego korzystających z indywidualnych oczyszczalni opartych o metodę osadu czynnego, największy obiekt w województwie charakteryzuje się wielkością RLM na poziomie 250000 przy przepływie około 5500 m³ ścieków na dobę.

Rozszerzenie monitoringu procesu oczyszczania o pomiary frakcji ChZT pozwoli na szczegółowe określenie zawartości biodegradowalnych substancji pokarmowych. Może to być istotne w przypadku planowanej modernizacji obiektów oczyszczalni mleczarskich.

2. Charakterystyka ścieków mleczarskich i sposobu ich oczyszczania

Ścieki poprodukcyjne, mleczarskie powstają głównie w procesie mycia i płukania cystern do transportu mleka oraz urządzeń używanych do jego przetwarzania. Głównym ich zanieczyszczeniem są substancje organiczne, takie jak resztki mleka, serwatki i tłuszcze. Do ścieków dostają się także substancje myjące odpowiedzialne za wahania odczynu jak i duży ładunek fosforu odprowadzany do oczyszczalni. Obecnie w powszechnym użyciu są stacje do automatycznego mycia instalacji CIP (Cleaning in Place). Rozwój najlepszych dostępnych technik w przemyśle spożywczym spowodował spadek ilości zużywanej wody na jednostkę przerabianego produktu. W przypadku zakładów zlokalizowanych na terenie województwa podlaskiego ilość zużywanej wody wynosiła od 1,64 do 4,23 m³/m³ przerabianego mleka, ścieków natomiast od 1,8 do 4,1 m³/m³ mleka. Wskaźnik zużycia wody w zakładach skandynawskich wynosi od 0,7 do 6,3 m³/m³ przerabianego mleka [4,5]. Obecnie stosowane są wysokoefektywne metody usuwania węgla, azotu i fosforu oparte o osad czynny. W użyciu są także technologie pochodzące z lat 70-tych ubiegłego wieku w postaci komór typu Promlecz, wymagają one modernizacji ze względu na rosnące wymagania odnośnie jakości ścieków oczyszczonych jak i zużycie urządzeń. W oczyszczalniach województwa podlaskiego nie stosuje się technologii beztlenowego oczyszczania ścieków mleczarskich. W porównaniu do ścieków komunalnych BZT₅ czy ChZT w ściekach mleczarskich jest wyższe około 6 do 8 razy. Ładunek ścieków odprowadzanych z zakładu firmy Mlekovita w Wysockim Mazowieckim wynosi ponad 250000 w przeliczeniu na RLM.

Problem z oczyszczaniem ścieków mleczarskich nie wynika tylko z bardzo wysokich parametrów, ale także z wahań ładunku w ciągu doby. Duża ilość fosforu w ściekach powoduje, iż oczyszczalnie mleczarskie muszą stosować chemiczne jego strącanie. Ilość azotu amonowego jest natomiast niższa niż w ściekach komunalnych [2,4].

3. Charakterystyka ChZT w ściekach

Szczegółowa charakterystyka substancji organicznych w ściekach może zostać osiągnięta przez określenie frakcji ChZT. Wśród nich wyróżnia się substraty łatwo biodegradowalne oraz te, które hydrolyzują powoli. Pozostała część materii organicznej jest nie biodegradowalna lub wolno biodegradowalna. Takie frakcjonowanie ChZT ścieków jest powszechnie zastosowane w modelowaniu (ASM, ASM1, ASM2, ASM3) procesów biochemicznych zachodzących w procesie oczyszczania ścieków osadem czynnym oraz procesów beztlenowych [2,3,6,13]. Udział poszczególnych frakcji substancji organicznych w ściekach miejskich można wyznaczyć wg modelu ASIM2 (Activated Sludge Simulation). ChZT ścieków z podziałem na frakcje można obliczać w sposób uproszczony wg zależności:

$$\text{ChZT} = S_s + S_i + X_s + X_i$$

gdzie:

S_s – ChZT rozpuszczonych związków organicznych biologicznie łatwo rozkładalnych (COD reading biodegradable substratem),

S_i – ChZT rozpuszczonych związków biologicznie nierozkładalnych (COD soluble inert organics),

X_s – ChZT zawiesin organicznych wolno rozkładalnych (COD slowly biodegradable substrates),

X_i – ChZT zawiesin organicznych biologicznie nierozkładalnych (COD inert particulate organics).

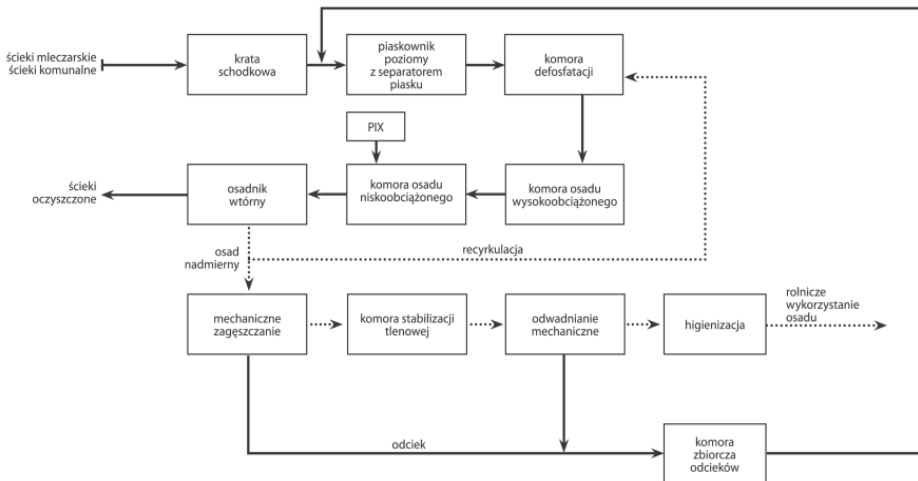
Określenie podziału fazowego zanieczyszczeń na substancje rozpuszczone i zawieszony można dokonać metodą filtracji [14]. Różnorodny skład ścieków ma istotny wpływ na zawartość poszczególnych frakcji ChZT a procentowe udziały składników organicznych w ChZT całkowitym podano w literaturze [6-10]. Autorzy podają, że udział procentowy w przypadku pierwszego podziału zawieszinowej frakcji obecnej w cał-

kowitym ChZT ścieków bytowo-gospodarczych, wynosi średnio 65-79%, a rozpuszczonej 21-35%[1]. Zwoleńnicy przyporządkowania frakcji koloidów do związków rozpuszczonych podają, że udział procentowy zawiesin w ściekach bytowo-gospodarczych wynosi średnio około 57% ChZT, a koloidów i substancji rozpuszczonych łącznie około 43%. Związki organiczne, biodegradowalne stanowią średnio 60-80% wszystkich substancji organicznych w ściekach, a niepodatne na biologiczny rozkład - około 20-40% [1,6,9,10,11,12,14]. Hipotetycznie zakłada się, że frakcja rozpuszczona łatwo rozkładalna S_S (22-65%) składa się z substancji, które mogą być bezpośrednio przyswajalne i metabolizowane przez organizmy dla potrzeb syntezy i pozyskiwania energii. Wykorzystanie mikroorganizmów zachodzi jednak wówczas po uprzedniej ich hydrolizie[3,12]. Przyjmuje się, że frakcja wolno rozkładalna X_S (5-54%), składa się z materiału cząsteczkowego (koloidalnego) i złożonych cząsteczek organicznych, które wymagają rozbicia przed wykorzystaniem przez enzymy zewnątrzkomórkowe. Podobnie jak frakcja rozpuszczona S_S , również X_S ma duży wpływ na dynamikę procesu osadu czynnego. Uważa się, że materia nierozkładalna, rozpuszczona jak i obecna w zawieszynie, nie ulega zmianom w biologicznym tlenowym oczyszczaniu ścieków. Frakcja X_I (3-11%) może być usuwana z osadem nadmiernym poprzez wcześniejsze połączenie z kłaczkami osadu czynnego. W związku z ograniczoną możliwością adsorpcyjną kłaczków, które nie mają zdolności selektywnego wiązania substancji nierozkładalnych, ograniczona jest eliminacja tego rodzaju zanieczyszczeń [5]. W procesie osadu czynnego, frakcja nierozkładalna rozpuszczona S_I (9-25%) opuszcza system w odpływie z osadnika wtórnego. Znajomość udziału poszczególnych frakcji ChZT pozwala na dokładniejszą ocenę podatności ścieków na oczyszczanie biologiczne niż stosowany iloraz ChZT/BZT₅. Zwłaszcza prowadzenie efektywnej denitryfikacji i defosfatacji wymaga szczególnej uwagi, w określaniu ilości substancji organicznej łatwo biodegradowalnej. Informacje te, są niezbędne do wykorzystania modeli matematycznych i programów symulacyjnych, opisujących biologiczne oczyszczanie ścieków [15].

4. Materiał i metody badań

Celem przeprowadzonych badań było wyznaczenie frakcji ChZT i ich zmian w ściekach mleczarskich, po kolejnych etapach mechaniczno-biologicznego oczyszczania oraz doboru modelu ASM do symulacji procesów zachodzących na oczyszczalni ścieków w celu zintensyfikowania procesu ich oczyszczania.

Badania przeprowadzono w mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków mleczarskich należącej do S.M. Mlekovita w Wysokiem Mazowieckiem (rys. 1) w okresie VI-VIII 2009r. Jest to największa i najnowocześniejsza oczyszczalnia ścieków z przemysłu spożywczego w województwie podlaskim. Została ona poddana modernizacji na przełomie XX i XXI wieku. Średni dobowy dopływ ścieków surowych do oczyszczalni w okresie pomiarów wynosił do 5500m³/d. Do oczyszczalni dopływają także ścieki bytowe, ich ładunek mierzony przez wskaźnik BZT₅ i ChZT w odniesieniu do mleczarskich nie przekracza 5 %. Chwilowe wartości BZT₅ w ściekach z zakładu w okresie letnim mogą sięgać 6000 mg O₂/l, natomiast ChZT 9500 mg O₂/l.



Rys. 1. Schemat technologiczny oczyszczalni ścieków w Wysokiem Mazowieckiem

Fig. 1. Technological diagram of Sewage Treatment Plant in Wysokie Mazowieckie

Tabela 1. Udział poszczególnych frakcji w całkowitym stężeniu ChZT ścieków surowych, określony w pomiarach w porównaniu z danymi literaturowymi
Table 1. The share of each fraction of the total COD concentration in raw wastewater, comparison of measurement with literature data

Frakcje	Badania własne	Myszograj Sadecka	Kappeler Gujjer	Ekama	Grupa IWA	Kalinowska Oleszkiewicz	Henze
	%						
S_I	36,52	22,60	9,00	20,00÷25,00	25,00	12,50÷25,00	13,00
X_I	13,22	2,70	11,00	8,00÷10,00	10,00	8,00÷10,00	11,00
S_S	10,61	56,00	58,00	60,00÷65,00	45,00	50,00	22,00
X_S	39,65	18,70	22,00	5,00÷7,00	15,00	15,00	54,00

Komora osadu czynnego wysokoobciążonego jest odpowiedzialna głównie za usuwanie związków węgla. W komorze osadu czynnego niskobciążonego zachodzi proces symultanicznej nityfikacji i denityfikacji, na jej wylocie dawkowany jest PIX do strącania fosforu. Sklarowane ścieki odprowadzane są do rzeki Brok. Osad nadmierny poddawany jest stabilizacji tlenowej w wydzielonej komorze w temperaturze 30–36°C, a następnie mechanicznie zagęszczany i odwadniany przed finalnym rolniczym wykorzystaniem. Odcieki z przeróbki osadu kierowane są na początek procesu oczyszczania.

W celu określenia składu oczyszczanych ścieków pobierano każdorazowo po 6 próbek wzdłuż przekroju oczyszczalni:

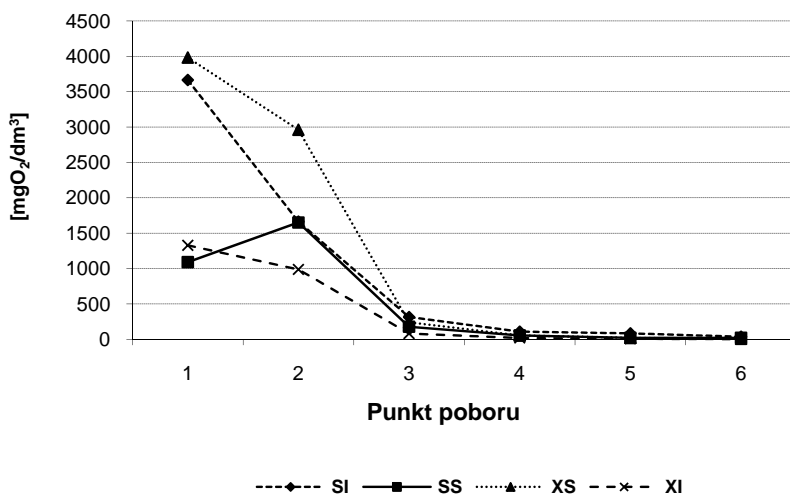
1. Ścieki surowe
2. Ścieki po oczyszczaniu mechanicznym przy użyciu kraty i piaskownika
3. Ścieki po komorze defosfatacji
4. Ścieki po komorze osadu czynnego wysokoobciążonego
5. Ścieki po komorze osadu czynnego niskobciążonego
6. Ścieki oczyszczone po osadniku wtórnym

W każdej z próbek ścieków surowych oraz sączonych przez sączek 0,45 µm oznaczano zawartość zgodnie z obowiązującą metodyką: ChZT, zawartość azotu amonowego (NH_4^+), azotu azotanowego (NO_3^-), fosforu ogólnego (P_{og}) oraz BZT_5 . Frakcje ChZT obliczono w oparciu o wytyczne ATV-131 [18].

5. Wyniki badań

Udział frakcji ChZT zgodnie z podaną metodyką w pobranych próbkach ścieków mleczarskich, obliczony w stosunku do ChZT całkowitego przedstawiono na rys. 2 i 3. Na podstawie wykonanych analiz stwierdzono, iż średnie stężenie ChZT ścieków dopływających do oczyszczalni z w całym okresie badawczym wynosiło 4756 mg O_2/dm^3 , a w ściekach oczyszczonych – 51,6 mg O_2/dm^3 (obniżenie o 98,92%). Średnia wartość BZT_5 w ściekach surowych wynosiła 3050 mg O_2/l , azotu amonowego 2,4 mg N- NH_4/l , azotanów V 26,2 mg N- NO_3/l i fosforu ogólnego 38,4 mg O_2/l . Obserwowany na rysunku 2 wzrost ChZT roz-

puszczonej frakcji łatwo biodegradowalnej spowodowany jest dopływem odcieków z przeróbki osadów ściekowych.



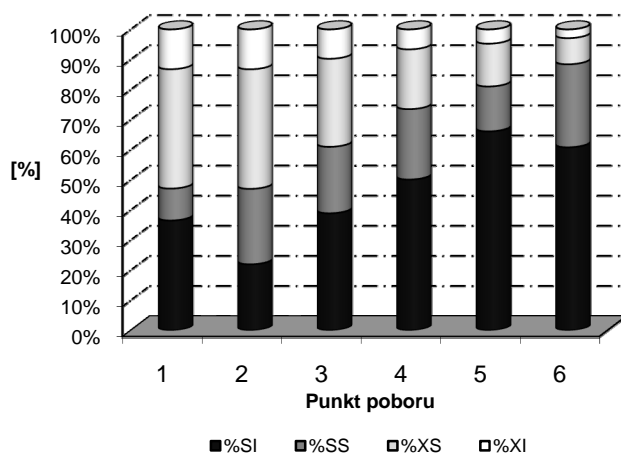
Rys. 2. Przebieg zmian zawartości związków organicznych [mg O₂/dm³] – wartości średnie z całego okresu badawczego 2009r.

Fig. 2. Changes of organic compounds content – average values of the entire 2009 measurements period in Wysokie Mazowieckie

Średnie stężenie frakcji ChZT z całego okresu badawczego, charakteryzujących ilość substancji organicznych rozpuszczonych w ściekach surowych wynosiły – S_I (nierozkładalne) – 3666 mg O₂/dm³ (36,5%), S_S (łatwo rozkładalne) – 1090 mg O₂/dm³ (10,6%), natomiast frakcji w zawieszynie: X_I (nierozkładalne) – 1327,4 mg O₂/dm³ (13,2%), X_S (wolno rozkładalne) – 3982,22 mg O₂/dm³ (39,6%). Ilości te stanowią odpowiednio dla frakcji zawiesziny (X_S, X_I) 52,87%, co jest wartością nieznacznie niższą niż podaje Bogdańska (57%). Henze (65%), ale wyższe niż podaje grupa IWA (25%). Natomiast związki rozpuszczone i koloidalne w analizowanych ściekach stanowiły (S_S, S_I) 47,13%, co jest wartością wyższą niż podaje Bogdańska (43%) [3], Henze [8,9](35%), ale znacznie niższą niż IWA (70%) [11].

ChZT całkowite ścieków oczyszczonych wynosiło 58,92 mg O₂/dm³. Stężenie frakcji ChZT, charakteryzujących ilość substancji organicznych rozpuszczonych w ściekach oczyszczonych wynosiły kolejno – S_I (nierozkładalne) – 36mgO₂/dm³ (60,8%), S_S (łatwo rozkładalne) – 47 mg O₂/dm³ (27,6%), natomiast frakcji w zawieszynie: X_I (nierozkładalne) – 1,81 mg O₂/dm³ (2,9%), X_S (wolno

rozkładalne) $-5,44 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (8,7%). Z porównania zawartości procentowej poszczególnych frakcji wynika, że podczas procesu oczyszczania zostały zachowane proporcje związków charakteryzowanych jak S_I , S_S , X_I , X_S . Można też zauważyć, że najwyższy był udział frakcji nierozpuszczonej biodegradowalnej.



Rys. 3. Zmiany zawartości procentowych frakcji związków organicznych - wartości średnie całego okresu badawczego 2009

Fig. 3. Changes of percent content of organic fractions – average values of the entire 2009 measurements period in Wysokie Mazowieckie

Porównanie procentowego udziału poszczególnych frakcji ChZT w ściekach mleczarskich oraz w ściekach komunalnych określony przez Myszograj i Sadecką [14,17], Kappeler'a i Gujer'a [7,12] Grupę IWA[11] oraz metodami uproszczonymi przez Kalinowską i Oleszkiewicz, Ekama [10] zawarto w tabeli 1. Największą różnicę zaobserwowano we frakcji związków rozpuszczonych łatwo rozkładalnych (S_S). Uzyskane wartości są ponad pięciokrotnie mniejsze od podawanych w literaturze dla ścieków komunalnych. Natomiast frakcja ChZT w zawieszynie związków wolno rozkładalnych (X_S) jest około 3-6 razy większa niż podawana przez w/w autorów. Wyznaczone wartości frakcji w ściekach mleczarskich najbardziej są zbliżone do podanych przez Henze przy symulacji oczyszczanych ścieków metodą ASM 3-2N. W związku z tym do opisu systemu w Wysokiem Mazowieckiem należy przyjąć model ASM 3-2N, w którym do określenia ChZT w ściekach obowiązuje wzór [10]:

$$\text{ChZT}_e = S_S + S_I + X_S + X_I + X_H + X_{ns} + X_{nb} + X_{STO}$$

W ten sposób należy uwzględnić we frakcji zawieszanej ChZT biomasę bakterii heterotroficznych, bakterii autotroficznych utleniających azot amonowy, bakterii autotroficznych utleniających azot azotynowy oraz substancji organicznych magazynowanych przez bakterie heterotroficzne.

Wnioski

Analiza wykonanych pomiarów oraz obliczeń pozwala na następujące stwierdzenia:

1. Przeprowadzone badania potwierdziły, iż podstawowe parametry charakteryzujące zawartość związków organicznych w ściekach mleczarskich są znacznie wyższe niż w ściekach komunalnych. Ścieki te charakteryzowały się także dużą zawartością azotanów V i fosforu.
2. W ściekach pochodzących z zakładu mleczarskiego w Wysokiem Mazowieckiem tylko około 50% ChZT całkowitego stanowiły frakcje biologicznie rozkładalne związane w zawieszynie X_S oraz rozpuszczone S_S .
3. Obok przemian biochemicznych na zmiany udziałów frakcji ChZT znacząco wpłynął proces wstępnego mechanicznego oczyszczania ścieków. W części mechanicznej częściowo usuwane są tłuszcze.
4. Na wzrost frakcji rozkładalnej w ściekach po oczyszczaniu mechanicznym może mieć wpływ recyrkulacja odcieków z przeróbki osadów ściekowych.
5. W analizowanej oczyszczalni ścieków udział procentowy poszczególnych frakcji pozwala zastosować modelowanie procesu oczyszczania metodą ASM 3-2N.

Literatura

1. **Anielak A.:** *Gospodarka wodno-ściekowa przemysłu mleczarskiego*, Agro Przemysł 2/2008.
2. **Biernacka J, Kurbiel J., Pawłowska X.:** *Usuwanie związków biogenych ze ścieków miejskich*, IOŚ, Warszawa, 1992.
3. **Bogdańska D.:** *Elementy składowe COD w ściekach komunalnych na przykładzie miasta Zielona Góra*. Praca magisterska, Uniwersytet Zielonogórski, 2002.
4. **Boruszko D., Dąbrowski W.:** *Obieg związków biogenych w miejskich oczyszczalniach ścieków*. Wyd. Politechnika Białostocka, 2003.
5. **Dąbrowski W.:** *Woda i ścieki w przemyśle spożywczym*. AGRO Przemysł, BMP sp. z o.o., Mrańgowo, 85-89, 2009.
6. **Gernaey K.V., van Loosdrecht M.C.M., Henze M., Lind M., Jorgensen S.B.:** *Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of the art*. Environmental Modelling & Software 19(2004) 763-789, 2004.

7. **Gujer W., Kappeler J.:** *Modelling Population Dynamics in Activated Sludge Systems*. Water Sci. Techn., 25, 93-103, 1992.
8. **Henze M., Herremoes P., Jansen J., Arvin E.:** *Oczyszczanie ścieków. Procesy biologiczne i chemiczne*. Wydawnictwo Politechniki Świętokrzyskiej, Kielce, 2000.
9. **Henze M., Gujer M., Mino W., van Loosdrecht M.C.M.:** *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d, and ASM3*. IWA. Scientific and Technical Report n 9. IWA Publishing, London, UK, 2000.
10. **Iacopozzi I., Innocenty V., Marsli-Libelli S., Giusti E.:** *A modified Activated Sludge Model No. 3 (ASM3) with two-step nitrification-denitrification*. Environmental Modelling & Software 22 (2007), 847-861, 2007.
11. *IWA Scientific and Technical Report no 9*. IWA Publishing, London, UK.
12. **Kapper J., Gujer W.:** *Estimation of kinetic parameters of heterotropic biomass under aerobic conditions and Characterization of wastewater for activated sludge modeling*. Wat. Sci. Tech. Vol. 25, No 6, 125-139, 1992.
13. **Lomotowski J., Szpindor A.:** *Nowoczesne systemy oczyszczania ścieków*. Arkady, Warszawa, 1999.
14. **Muller A., Wentzel M.C., Loewenthal R.E., Ekama. G.A.:** *Heterotroph anoxic yield in anoxic aerobic activated sludge systems treating municipal wastewater*. Water Research 37 (2003), 2435-2441, 2003.
15. **Myszograj S.:** *ChZT i BZT₅ - miarą biodegradowalności substancji organicznej*. Ekotechnika, Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska, 2005.
16. *Najlepsze Dostępne Techniki (BAT). Wytyczne dla branży mleczarskiej*. Ministerstwo Środowiska, 1-46, 2005.
17. **Sadecka Z., Myszograj S.:** *Fracje COD w procesach mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków na przykładzie oczyszczalni ścieków w Sulechowie*. Uniwersytet Zielonogórski
18. *Wytyczne ATV-DVWK-A 131 P.: Wymiarowanie jednostopniowych oczyszczalni ścieków z osadem czynnym*. Wydawnictwo Seidel-Przywecki, 2000.

Share of COD Fractions in Dairy Wastewater In Treatment Plant Using Intensive Removal of Carbon, Nitrogen and Phosphorus

Abstract

In Podlaskie province there are nine dairy processing plants that use individual wastewater treatment plants based on the method of activated sludge, the largest facility in the region is characterized with PE value 250,000 at flow rate of approximately 5,500 m³ of wastewater per day.

Detailed characteristics of organic substances in wastewater can be achieved by determining fractions of COD. COD fractionation of wastewater is widely used in modelling (ASM, ASM1, ASM2, ASM3) of biochemical processes occurring during wastewater treatment with activated sludge and anaerobic processes

The aim of this study was determination of COD fractions, and their changes in the dairy wastewater, after the successive stages of mechanical-biological treatment and selection of ASM model to simulate the processes occurring in the wastewater treatment plant in order to intensify the process of their treatment.

The study was conducted in a mechanical-biological treatment plant belonging to dairy Mlekovita in Wysokie Mazowieckie (Fig. 1) during the period June-August 2009.

Analysis of measurements and calculations allows the following statements:

- The study confirmed that the basic parameters characterizing the content of organic compounds in dairy wastewater are much higher than in municipal wastewater. Wastewater is also characterized by a high content of nitrates V and phosphorus.
- In wastewater from the dairy plant in Wysokie Mazowieckie only about 50% of the total COD were biodegradable fractions bound in suspension X_S and dissolved S_S .
- Apart from biochemical transformations, changes of COD fractions are significantly influenced by the process of preliminary mechanical treatment of wastewater. In the mechanical part fats are removed.
- The increase of degradable fraction in wastewater after mechanical treatment may be caused by leachate recirculation from the sludge treatment.
- In the analyzed wastewater treatment plant the percentage share of individual fractions allows to apply modelling of treatment process with ASM 3-2N method.



Usuwanie barwnika Basic Violet 10 z roztworów wodnych na zeolicie

*Urszula Filipkowska, Joanna Rodziewicz, Iwona Moczowska
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*

1. Wprowadzenie

Rozwój technologii dostarcza nie tylko produkty o ulepszonej jakości lecz również wpływa na postępujące skażenie środowiska. W przypadku przemysłu włókienniczego zanieczyszczenie to dotyczy głównie wody. Chemiczna obróbka wyrobów włókienniczych jest przyczyną powstawania ścieków o znacznej zawartości barwników, soli, kwasów, zasad, chemicznych środków pomocniczych, klejonek tkackich itp. [1]. Skład odprowadzanych zanieczyszczeń wpływa na złożoność i koszty procesu ich oczyszczania, a tym samym stanowi obecnie jeden z kluczowych problemów środowiskowych [2]. Przedmiotem coraz częstszych badań jest więc opracowanie takiej metody oczyszczania ścieków, której efekty pozwoliłyby na ponowne wykorzystanie oczyszczonej wody w procesach technologicznych.

Obecnie najczęściej stosowanymi metodami oczyszczania ścieków włókienniczych są: adsorpcja, strącanie/koagulacja, ultrafiltracja i odwrócona osmoza, metody biologiczne, utlenianie, redukcja, ekstrakcja [3]. Spośród nich, największe uzasadnienie ekonomiczne związane z minimalizacją kosztów inwestycyjnych i eksploatacyjnych procesu oczyszczania ścieków zawierających barwniki, mogą wykazywać procesy adsorpcji.

Powszechnie stosowanymi adsorbentami są węgle aktywne, niemniej jednak ich wysoka cena wymusza poszukiwania nowych, tańszych a jednocześnie równie skutecznych środków [4]. W związku z tym rozwiązania koncentrują się coraz częściej na wdrażaniu naturalnych minerałów, których szerokie możliwości zastosowań, skuteczność ale także ekologiczne bezpieczeństwo użycia, są inspiracją wielu rozwiązań we współczesnych technologiach. Stąd, w ostatnich latach coraz większe zainteresowanie budzą naturalne, ogólnodostępne, tanie minerały o właściwościach molekularno-sitowych, sorpcyjnych i jonowymiennych – zeolity [5].

Celem pracy było określenie efektywności usuwania barwników z roztworów wodnych metodą adsorpcji, przy użyciu zeolitu różniącego się wielkością uziarnienia – zeolitu grubego $\text{\O} 2\text{-}3$ mm (sorwent 1) i zeolitu drobnego $\text{\O} 0,5\text{-}1$ mm (sorwent 2). Badania przeprowadzono dla barwnika kationowego – Basic Violet 10 (BV10).

Zakres badań obejmował:

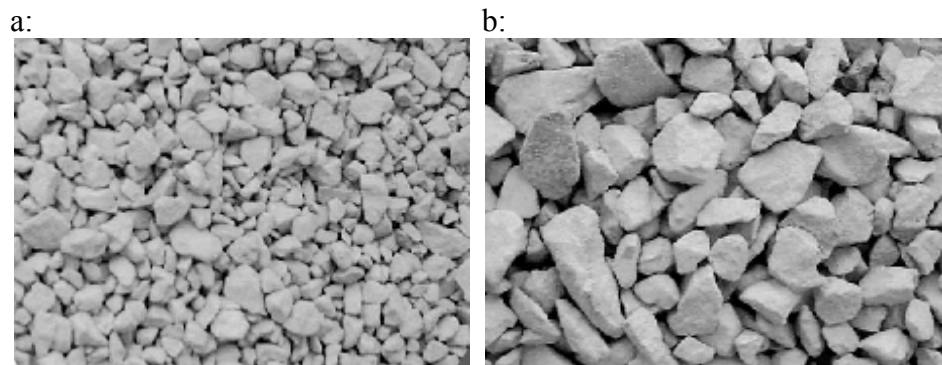
- badanie adsorpcji barwnika Basic Violet 10 na dwóch adsorbentach (zeolicie gruboziarnistym i zeolicie drobnoziarnistym),
- wyznaczenie stałych z równania Langmuira.

2. Metodyka badań

2.1. Charakterystyka i sposób przygotowania sorbentu

W badaniach zastosowano zeolit, tj. klinoptylolit o dwóch rodzajach uziarnienia – drobnoziarnisty (ok. $\text{\O} 0,5\text{-}1$ mm) (rys. 1a) i gruboziarnisty (ok. $\text{\O} 2\text{-}3$ mm) (rys. 1b) pochodzący z kopalni w Sorkinicy na Ukrainie, którego charakterystykę podano tabeli 1 na podstawie informacji uzyskanych od producenta.

W badaniach wykorzystano zeolit różniący się wielkością uziarnienia – zeolit drobnoziarnisty o granulacji 0,5-1 mm i zeolit gruboziarnisty o granulacji 2-3 mm (wg producenta), który przed użyciem przemycy to wodą destylowaną w celu wypłukania zbędnych minerałów ilastych i innych zanieczyszczeń. Następnie oczyszczony zeolit wysuszono w temperaturze 110°C przez 2 h. Tak przygotowany sorwent wykorzystano w badaniach.



Rys. 1. Zeolit drobnoziarnisty (a) i zeolit gruboziarnisty (b).

Fig. 1. Fine-grained zeolite (a) and coarse-grained zeolite (b).

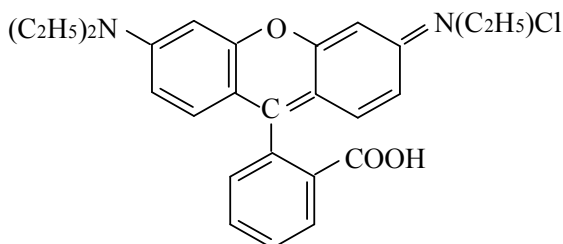
Tabela 1. Charakterystyka zeolitu

Table 1. Characteristics of zeolite

WŁAŚCIWOŚCI FIZYCZNO-CHEMICZNE	JEDNOSTKA	WARTOŚĆ
Gęstość	kg/m ³	2000÷2450
SiO ₂	%	66,88
Al ₂ O ₃	%	11,68
TiO ₂	%	0,19
FeO	%	0,91
Fe ₂ O ₃	%	0,87
CaO	%	3,28
MgO	%	0,73
Na ₂ O	%	0,50
K ₂ O	%	2,89
P ₂ O ₅	%	0,02÷0,05

2.2. Charakterystyka i sposób przygotowania barwników

Do badań wykorzystano barwnik kationowy (zasadowy) pochodzący z zakładów „Boruta Kolor” w Zgierzu. Budowę barwnika pokazano na rysunku 2.



Basic Violet 10 (BV)

Rys. 2. Budowa chemiczna testowanego barwnika – Basic Violet 10

Fig. 2. Chemical structure of examined dye – Basic Violet 10

W celu otrzymania roztworu roboczego odważano 1 g czystego barwnika BV10 w postaci sproszkowanej, który następnie przenoszono ilościowo do kolby miarowej o pojemności 1 dm³, po czym uzupełniano wodą destylowaną o odpowiednim pH 3,0; 6,0 i 9,0. Stężenie barwnika w otrzymanym roztworze wynosiło 1000 mg/dm³.

2.3. Sposób prowadzenia badań

Badanie adsorpcji barwnika BV10 przeprowadzono na zeolicie pochodzącym z kopalni w Sorkinicy na Ukrainie o dwóch rodzajach uziarnienia – drobnoziarnistym (ok. Ø 0,7-1 mm) i gruboziarnistym (ok. Ø 2,4-3 mm). Badania zostały przeprowadzone w skali laboratoryjnej.

Określenie czasu równowagi adsorpcji

W pierwszej części badań określono czas równowagi adsorpcji. Przeprowadzono po 3 serie badawcze przy trzech różnych wartościach pH – 3,0; 6,0 i 9,0 dla każdego rodzaju uziarnienia zeolitu. Stężenie barwnika we wszystkich przeprowadzonych seriach wynosiło 0,5; 1; 2; 5; 7; 10; 12; 15; 20; 30; 40 i 50 mg/dm³. W każdej z serii określano efektywność procesu adsorpcji po czasie 2, 24, 48, 72 i 96 h.

Próby umieszczono na wytrząsarce laboratoryjnej Elpan 358 S odpowiednio na 2, 24, 48, 72 i 96 godzin, przy stałej szybkości drgań „200” i amplitudzie drgań „9”.

Następnie próby sedymentowano przez jedną minutę, po czym roztwór barwnika zdekantowano, odwirowywano przez 10 minut w wirowce MPW 210 przy obrotach 10 tys./min. Absorpcję w próbach oznaczono za pomocą spektrofotometru UV-VIS SP 3000 przy długości fali $\lambda = 355$. Do badań zastosowano kuwety szklane o długości drogi optycznej 10 mm.

Określenie pojemności adsorpcyjnej zeolitu

W drugiej części badań określono pojemność adsorpcyjną testowanego zeolitu w zależności od wielkości uziarnienia. Do 12 kolb Erlenmayera o pojemności 200 cm³ odważono sorbent w ilości 1 g s.m./dm³, po czym dodawano barwnik w stężeniu; 5; 10; 20; 50; 70; 100; 120; 150; 200; 300; 400 i 500 mg/dm³ i objętości 100 cm³. Próby umieszczano na wytrząsarce laboratoryjnej Elpan 358 S o na 96 godzin, przy stałej szybkości drgań „200” i amplitudzie drgań „9”. Dalej postępowano analogicznie jak w przypadku określania czasu równowagi adsorpcji.

3. Wyniki badań

Analizę uzyskanych wyników oparto na teorii adsorpcji Langmuira. Efektywność adsorpcji barwników na adsorbentach obliczano z równania (1), przedstawiającego zależność pomiędzy ilością masy barwnika adsorbowanego Q (mg/g s.m.), a jego stężeniem równowagowym w roztworze C (mg/dm³).

$$Q = \frac{b \cdot K \cdot C}{1 + K \cdot C} \quad (1)$$

gdzie:

Q – masa barwnika adsorbowanego na adsorbencie (mg/g s.m.),

b – maksymalna pojemność adsorpcyjna adsorbentu (mg/g s.m.),

K – stała w równaniu Langmuira (dm³/g s.m.),

C – stężenie barwnika w roztworze (mg/dm³).

Stałe K i b wyznaczono metodą regresji nieliniowej. Jako miarę dopasowania krzywej (przy wyznaczonych parametrach) do danych eksperymentalnych przyjęto współczynnik R^2

Określenie czasu równowagi adsorpcji

Na rysunkach 3 i 4 przedstawiono wyniki badań określające wpływ czasu na efektywność procesu adsorpcji dla barwnika zasadowego BV10 dla zeolitu różnym uziarnieniu. Przy trzech wartościach odczynu.

Z przeprowadzonych badań wynika, że równowaga adsorpcji zależała od wielkości ziaren zeolitu. Krótszy czas ustalania się równowagi zanotowano dla zeolitu drobnoziarnistego. Niezależnie od rodzaju uziarnienia zeolitu stwierdzono również wpływ odczynu na czas, po którym stężenie barwnika pozostałego w roztworze nie zmieniało się. Najmniejszą efektywność usuwania barwnika BV10 zaobserwowano niezależnie od odczynu i wielkości uziarnienia zeolitu po 2 godzinach adsorpcji. Wraz z wydłużaniem czasu adsorpcji różnice w ilości związanego barwnika były coraz mniejsze. Na podstawie przeprowadzonych badań przyjęto 96 godzin jako czas, po którym ilość związanego nie ulega już zmianom i taki został przyjęty do dalszych badań.

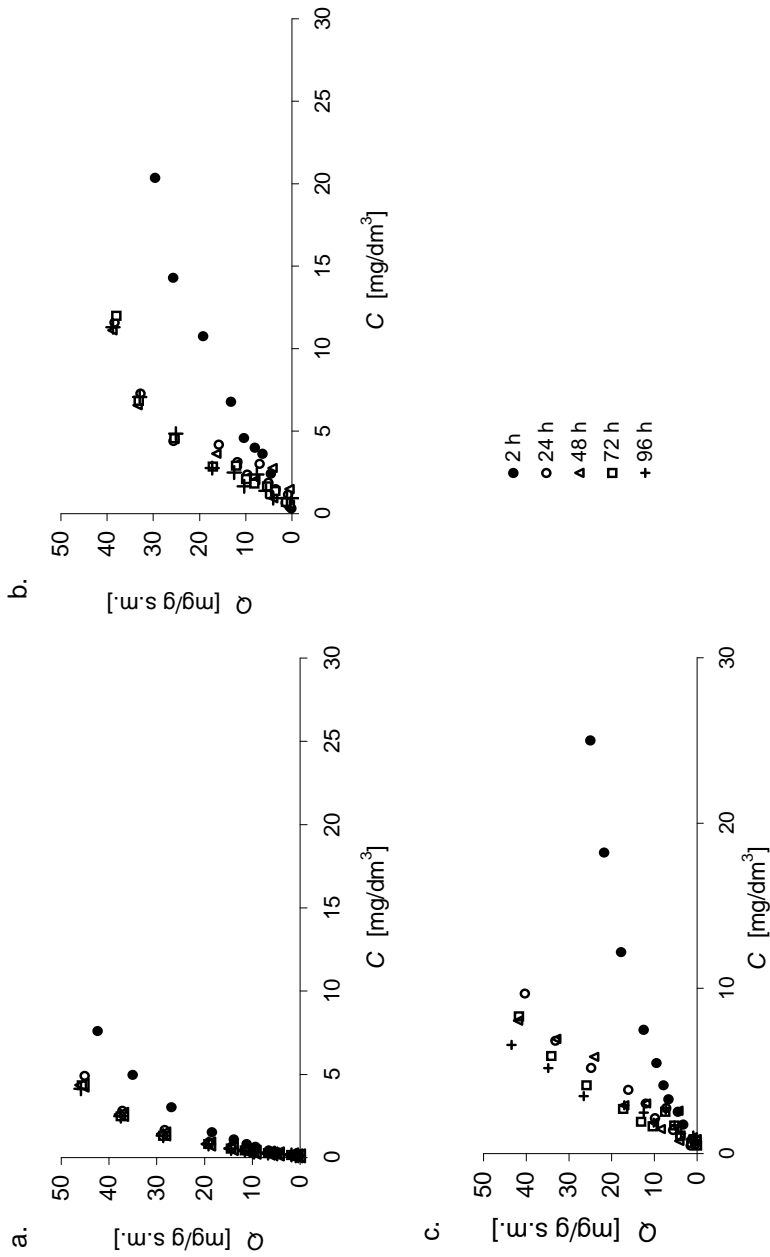
Określenie pojemności adsorpcyjnej zeolitu

Efektywność adsorpcji zależała zarówno od odczynu jak i wielkości uziarnienia adsorbentu.

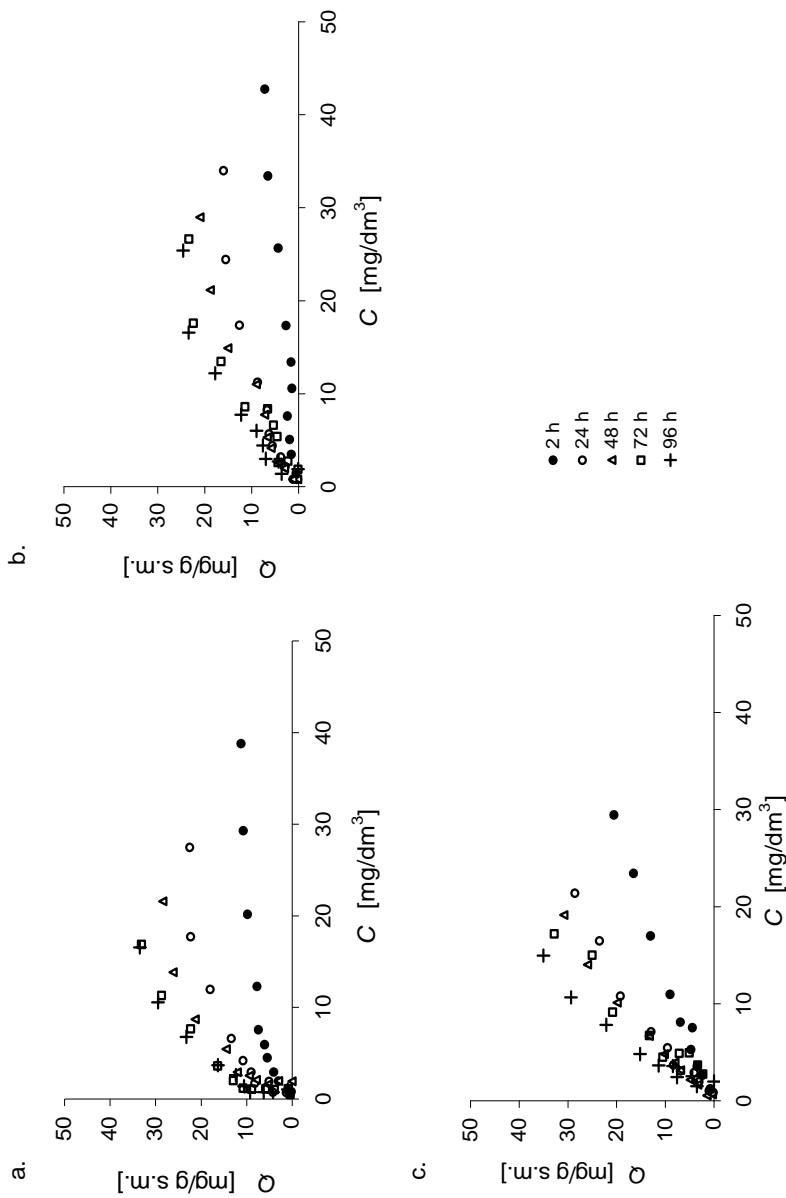
Z przeprowadzonych badań wynika, iż proces eliminacji barwnika z roztworów wodnych przebiegał najefektywniej dla barwnika BV 10 na zeolicie drobnoziarnistym, przy $\text{pH} = 9,0$.

Wyniki doświadczalne przedstawiające zależność między ilością barwnika zasadowego BV10 adsorbowanego na zeolicie o różnej wielkości uziarnienia a stężeniem równowagowym oraz krzywe wyznaczone z równania Langmuira pokazano na rysunku 5.

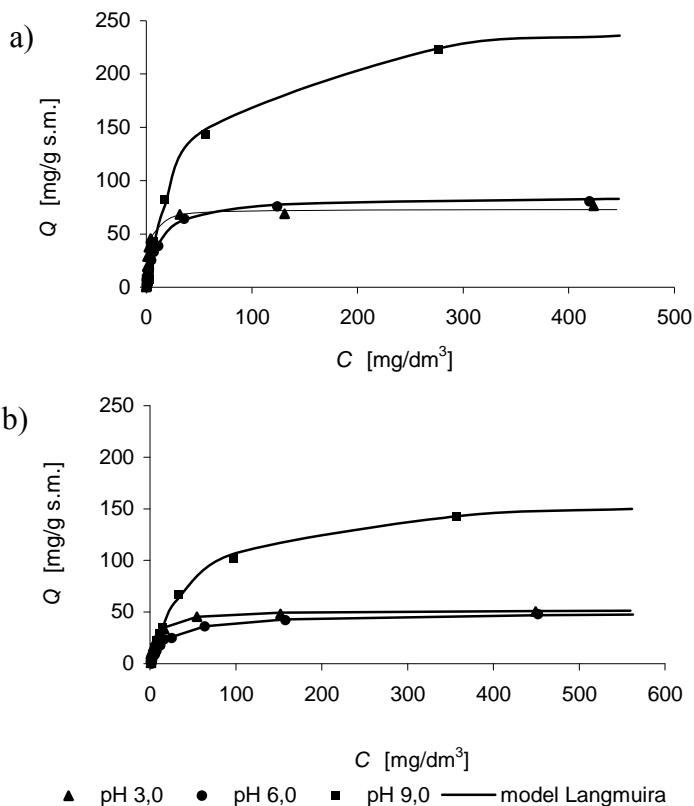
Maksymalna pojemność adsorpcyjna zeolitu drobnego i grubego (b) oraz ich powinowactwo adsorpcyjne (K) barwnika BV 10 wyznaczone zostały z równania Langmuira. Stałe te zostały przedstawione w tabelach 2 i 3. Na podstawie wyznaczonych wartości R^2 można stwierdzić, że izoterma Langmuira dobrze opisuje uzyskane wyniki niezależnie od wielkości uziarnienia zeolitu jak i odczynu, przy którym prowadzona była adsorpcja barwnika.



Rys. 3. Adsorpcja barwnika BV 10 na zeolicie drobnoziarnistym przy a) pH=3, b) pH=6 i c) pH=9.
Fig. 3. Adsorption of BV 10 dye onto fine-grained zeolite at (a) pH=3, (b) pH=6 and (c) pH=9



Rys. 4. Adsorpcja barwnika BV 10 na zeolicie gruboziarnistym przy a) pH=3, b) pH=6 i c) pH=9.
Fig. 4. Adsorption of BV 10 dye onto coarse-grained zeolite at (a) pH=3, (b) pH=6 and (c) pH=9



Rys. 5. Izotermmy adsorpcji barwnika BV 10 dla danych eksperymentalnych na zeolicie a) drobnoziarnistym, b) gruboziarnistym

Fig. 5. Isotherms of BV 10 dye adsorption for experimental data onto: (a) fine-grained zeolite, (b) coarse-grained zeolite

Tabela 2. Stałe wyznaczone z równania Langmuira dla zeolitu drobnoziarnistego
Table 2. Constants determined from Langmuir’s equation for fine-grained zeolite

Stałe równaniu Langmuira	Basic Violet 10		
	pH 3.0	pH 6.0	pH 9.0
K [dm ³ /mg]	0,428	0,081	0,024
b [mg/g s.m.]	73	85,1	258
R^2	0,983	0,934	0,975

Tabela 3. Stałe wyznaczone z równania Langmuira dla zeolitu gruboziarnistego
Table 3. Constants determined from Langmuir's equation for coarse-grained zeolite

Stałe równaniu	Basic Violet 10		
	pH 3.0	pH 6.0	pH 9.0
Langmuira			
K [dm ³ /mg]	0,126	0,043	0,019
b [mg/g s.m.]	52	49,5	164
R^2	0,942	0,991	0,976

Z danych eksperymentalnych wynika, że niezależnie od odczynu, adsorpcja barwnika Basic Violet 10 na zeolicie drobnoziarnistym charakteryzowała się wyższą efektywnością w porównaniu z zeolitem gruboziarnistym, o czym świadczą wyższe wartości pojemności adsorpcyjnych b wyznaczone z modelu Langmuira.

Analizując uzyskane wyniki, zauważono, że pojemności adsorpcyjne dla każdego z testowanych adsorbentów zmieniały się w zależności od zastosowanego pH.

Porównując ilość zaadsorbowanego barwnika BV 10 przy pH = 3,0 z ilością przy pH = 6,0 stwierdzono, iż ich całkowita pojemność adsorpcyjna była porównywalna niezależnie od wielkości uziarnienia zeolitu. Najniższą pojemność adsorpcyjną uzyskano w przypadku zeolitu gruboziarnistego i pH 6,0. Odmiennie sytuacja przedstawiała się w przypadku pojemności testowanych zeolitów przy pH = 9,0. W przypadku zeolitu drobnoziarnistego zmiana odczynu z pH 3.0 do pH 9.0 spowodowała 3,5-krotny wzrost ilości zaadsorbowanego barwnika zaś w przypadku zeolitu gruboziarnistego około 3-krotny. Wartości stałej b , przy pH 9,0 barwnika BV 10 dla zeolitu grubego stanowiły około 70% wartości uzyskanych dla zeolitu drobnego.

Analogiczną tendencję ilości usuniętego barwnika zasadowego w zależności od odczynu przedstawił Alpat i in.[6], którzy badali adsorpcję barwnika kationowego Toluidyny Blue O na zeolicie pochodzącym z Turcji. Autorzy badania adsorpcji przeprowadzili dla odczynu w zakresie od pH 2.0 do pH 11.0. Najlepsze rezultaty autorzy uzyskali przy najwyższym testowanym odczynie. Wyższa efektywność usuwania barwników zasadowych osiągnięta przy odczynie zasadowym również przy zastosowaniu innych adsorbentów. Mittal [7] wykazał, że adsorpcja barwnika zasadowego Malachite Green na piórach również efektywniej przebiega przy wyższych wartościach odczynu.

Porównując wartości stałych K wyznaczonych z równania Langmuira opisujących powinowactwo adsorpcyjne barwnika do zeolitu zauważono tendencje odwrotną. Wzrost odczynu przy którym prowadzono proces adsorpcji powodował niezależnie od wielkości uziarnienia zeolitu spadek powinowactwa adsorpcyjnego. Najwyższe wartości stałej K wyznaczono dla izoterm adsorpcji uzyskanych przy odczynie $\text{pH} = 3,0$ zarówno dla zeolitu drobnoziarnistego jak i gruboziarnistego. Porównując wielkość uziarnienia sorbentu stwierdzono, że niezależnie od odczynu wyższe powinowactwo osiągnano dla zeolitu o mniejszym uziarnieniu niezależnie od odczynu.

Uzyskana w niniejszej pracy efektywność usuwania barwnika zasadowego na zeolicie naturalnym jest wyższa w porównaniu z efektywnością przedstawioną w pracach innych autorów zajmujących się adsorpcją barwników zasadowych na zeolitach naturalnych. W pracy Meshko i wsp. [8] przedstawiono efektywność usuwania dwóch barwników zasadowych Maxilon Schwarz FBL-01 300% (MS-300), Maxilon Goldgelb GL EC 400% (MB-400) na naturalnym zeolicie z Portugalii, którego 90% stanowił klinoptylolit. Pojemność adsorpcyjna wyznaczona z modelu Langmuira wyniosła 14,9 i 55,86 mg/g s.m. zależnie od rodzaju testowanego barwnika. W badaniach własnych pojemności adsorpcyjne dla barwnika zasadowego BV 10 w badaniach przy $\text{pH} 9,0$ wahały się w granicach 164÷258 mg/g zależnie od rodzaju uziarnienia zeolitu. Również w pracach Wang'a i wsp. [9, 10], którzy prowadzili adsorpcję na zeolicie naturalnym pochodzącym z Australii uzyskane pojemności adsorpcyjne dla barwników zasadowych Malachite Green (MG), Methylene Blue (MB), Rhodamine B (RB) były zdecydowanie niższe niezależnie od temperatury w jakiej prowadzony był proces adsorpcji w wahały się w granicach od 10,2 do 21, 8 mg/ g s.m.

Barwniki zasadowe są to barwniki, które rozpuszczają się w wodzie z wytworzeniem barwnego kationu. Mechanizm wiązania barwników zasadowych z roztworów wodnych można tłumaczyć intensywnym oddawaniem molekularnego kationu (C^+), a redukcją jonu (CH^+). Cząstki zeolitu w wodzie charakteryzują się ujemnym ładunkiem i oddziałują elektrostatycznie, powodując adsorpcję barwników zasadowych. Proces adsorpcji barwników kationowych przebiega znacznie słabiej przy niskich wartościach pH w wyniku obecności nadmiaru jonów H^+ które konkurują z grupami kationowym barwnika. Analogiczne rezultaty wzrostu efektywności usuwania barwników kationowych w przaz ze wzrostem wartości odczynu otrzymali Dogan i in. [11]

4. Wnioski

Na podstawie badań własnych stwierdzono, iż zeolit jest efektywnym adsorbentem w procesie usuwania barwnika zasadowego BV 10 z roztworów wodnych. Badania wykazały, że wielkość uziarnienia adsorbentu, wartość pH oraz czas adsorpcji miały istotny wpływ na efektywność procesu adsorpcji. Najwyższą pojemność adsorpcyjną uzyskano dla barwnika zasadowego BV 10 podczas adsorpcji na zeolicie drobnoziarnistym przy pH 9,0 i wyniosła ona 258 mg/g s.m. Najniższą – na zeolicie gruboziarnistym, dla barwnika zasadowego BV 10, przy pH 3,0 równą 52 mg/g s.m. Odwrotną tendencję zaobserwowano przypadku powinowactwa adsorpcyjnego. Wraz ze wzrostem pojemności adsorpcyjnej zanotowano spadek powinowactwa niezależnie od wielkości uziarnienia zeolitu. Najwyższe powinowactwo adsorpcyjne uzyskano dla barwnika Basic Violet 10 podczas adsorpcji na zeolicie gruboziarnistym przy pH 3,0 i wyniosło ono 0,428 dm³/mg. Natomiast najniższe powinowactwo adsorpcyjne – 0,019 dm³/mg przy pH 9,0 dla zeolitu gruboziarnistego. Zeolit naturalny może być zastosowany jako adsorbent wykazujący się wysoką efektywnością do usuwania barwników zasadowych.

Literatura

1. **Dobrzański Z., Jamroz D., Mazurkiewicz M.:** *Wykorzystywanie zeolitów w chowie drobiu*. Polskie Drobniarstwo, nr 4, 12-14, 1995.
2. **Gomonaj V.I., Golub N.P., Gomonaj P. and Szekeresh K.Y.:** Int. Reg. Seminar 'Environment Protection: Modern Studies in Ecologi and Microbiologi', Uzhgorod, Ukraine, May 13-16, 90-96, 1997.
3. **Anielak A. M.:** *Chemiczne i fizykochemiczne oczyszczanie ścieków*. Wyd. PWN Warszawa, 291-293, 2000.
4. **Kaleta J.:** *Zastosowanie klinoptylolitu do usuwania wybranych zanieczyszczeń organicznych z roztworów wodnych*. Gaz, woda i technika sanitarna, (12), 436-438, 2001.
5. **Anielak A.M., Piaskowski K.:** *Zeolity naturalne i ich zastosowanie w oczyszczaniu wody i ścieków*. Ekologia i technika, vol. VIII, nr 2, 31-41, 2000.
6. **Alpat S. K., Özbayrak Ö., Alpat Ş., Akçay H.:** *The adsorption kinetics and removal of cationic dye, Toluidine Blue O, from aqueous solution with Turkish zeolite*. Journal of Hazardous Materials, B151: 213-220, 2008.

7. **Mittal A.:** *Adsorption kinetics of removal of a toxic dye, Malachite Green, from wastewater by using hen feshthers.* Journal of Hazardous Materials, B133: 196-202, 2006.
8. **Meshko V., Markowska L., Mincheva M., Rodrigues A.E.:** *Adsorption of Basic Dyes On Granular Activated Karbon And Natura Zeolite.* Water Research, 35(14) 3357-3366, 2001.
9. **Wang S., Ariyanto E.:** *Competitive adsorption of malachite green and PB ions on natural zeolite.* Journal of Colloid and Interface Science, 314:25-31, 2007.
10. **Wang S., Zhu Z.H.:** *Characterization and environmental application of an Australia natural zeolite for Basic dye removal from aqueous solution.* Journal of Hazardous Materials, B136: 946-952, 2006.
11. **Doğan M., Alkan M., Türkyilmaz A., Özdemir Y.:** *Kinetics and mechanism of removal of methylene blue by adsorption onto perlite.* Journal of Hazardous Materials, B109 (1-3): 141-148, 2004.

Basic Violet 10 Dye Removal from Water Solutions onto Zeolite

Abstract

Contemporarily, the most common methods of textile wastewaters treatment include: adsorption, precipitation/coagulation, ultrafiltration and reversed osmosis, biological methods, oxidation, reduction, and extraction. Out of these methods, the most economical in terms of minimizing investment and exploitation costs of the treatment process of wastewaters containing dyes, are adsorption processes.

Commonly applied adsorbents include activated carbons, however their high price enforces searching from new, cheaper and, simultaneously, equally effective agents. For this reason, studies are increasingly focused on implementing natural materials whose wide applicability, efficiency as well as ecological safety of use inspire a number of solutions in contemporary technologies. Hence, an increasing interest has been raised recently by natural, commonly-available, inexpensive minerals with molecular and screening as well as sorptive and ion-exchanging properties, namely zeolites.

The reported research was aimed at determining the effectiveness of dyes removal from aqueous solutions with the method of adsorption, using zeolite differing in grain size – coarse-grained zeolite with grain particle size of Ø 2-3 mm (sorbent 1) and fine-grained zeolite with grain particle size of Ø 0.5-1 mm (sorbent 2). The research was conducted for the cationic dye – Basic Violet 10 (BV10).

The scope of the research included determination of the effectiveness of Basic Violet 10 dye adsorption onto two adsorbents (coarse-grained and fine-grained zeolite) and determination of constants from the Langmuir's equation.

Basic dyes are dyes that solubilize in water with a color cation produced. The mechanism of basic dyes binding from aqueous solutions may be explained by the intensive donation of a molecular cation (C^+), and reduction of an ion (CH^+). In water, molecules of zeolite are characterized by a negative charge and electrostatic activity, which induces adsorption of basic dyes. The process of cationic dyes adsorption proceeds considerably weaker at low pH values as a result of the excess of H^+ ions that compete with the cationic groups of the dye.

Results achieved in the research enable concluding that zeolite is an effective adsorbent in the process of a basic dye BV 10 removal from aqueous solutions. The study demonstrated that the size of adsorbent particles, pH value and duration of adsorption had a significant effect on the effectiveness of the adsorption process. The highest adsorption capacity was achieved for the basic dye BV 10 during adsorption onto fine-grained zeolite at pH 9.0 and accounted for 258 mg/g d.m. In contrast, the lowest adsorption capacity reaching 52 mg/g d.m. was obtained for the BV 10 dye onto the coarse-grained zeolite at pH 3.0. An opposite tendency was noted in the case of adsorption affinity. Along with increasing adsorption capacity, a decrease was recorded in the affinity, irrespective of zeolite grain particle size. The highest adsorption affinity, accounting for 0.428 dm³/mg, was achieved for the Basic Violet 10 dye during adsorption onto the coarse-grained zeolite at pH 3.0. In turn, the lowest value of that parameter, reaching 0.019 dm³/mg, was obtained for the coarse-grained zeolite at pH 9.0. Natural zeolite may, thus, be applied as an adsorbent displaying a high effectiveness of basic dyes removal.



Kształtowanie się zasobów wody w zlewni śródlęsnego oczka wodnego

Mariusz Korytowski, Czesław Szafranski
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

1. Wstęp

Problem występowania deficytów wody na obszarze naszego kraju podejmowany jest na coraz szerszą skalę. Przyczyną zmniejszania się zasobów wodnych, oprócz niewłaściwego gospodarowania nimi, jest występowanie na terenie Polski susz, które pojawiają się w różnych porach roku, często powodując straty gospodarcze, a w szczególności zakłócenie naturalnego bilansu wodnego [1]. Dlatego też należy podejmować dalsze badania dotyczące bilansów wodnych, lub określonych ich składników, zarówno w odniesieniu do zlewni rolniczych jak i leśnych. Lasy zajmujące 29,3% powierzchni naszego kraju [6] mają duży wpływ na ogólny bilans wodny. Jednym z podstawowych elementów tego bilansu są zdolności retencyjne siedlisk leśnych i ich zmiany w odniesieniu do poszczególnych półroczy hydrologicznych jak i lat, które w istotny sposób decydują o kształtowaniu się zasobów wodnych w lasach [2]. Kosteurkiewicz i inni [3] analizując zdolności retencyjne siedlisk leśnych na obszarze Leśnego Kompleksu Promocyjnego Lasy Rychtałskie, podają że same wysokości zasobów wody w wierzchnich warstwach gleb leśnych w okresach dużego uwilgotnienia i suszy nie są dobrymi wskaźnikami zdolności retencyjnych tych gleb. Według tych autorów w ocenie hydrologicznej roli lasu istotna jest retencja wód gruntowych w głąb-

szych warstwach, gdyż wody te w okresie suszy mogą zasilać bardzo małe przepływy w ciekach i rzekach.

Analiza zmian zapasów wody w siedliskach leśnych w dużej mierze pozwala szczegółowo ocenić ich zdolności retencyjne a także określić możliwości i kierunki zwiększenia zasobów wodnych w tych zlewniach.

Celem pracy była ocena kształtowania się zmian zapasów wody w zlewni śródleśnego oczka wodnego nr 6 w latach o różnym przebiegu opadów atmosferycznych.

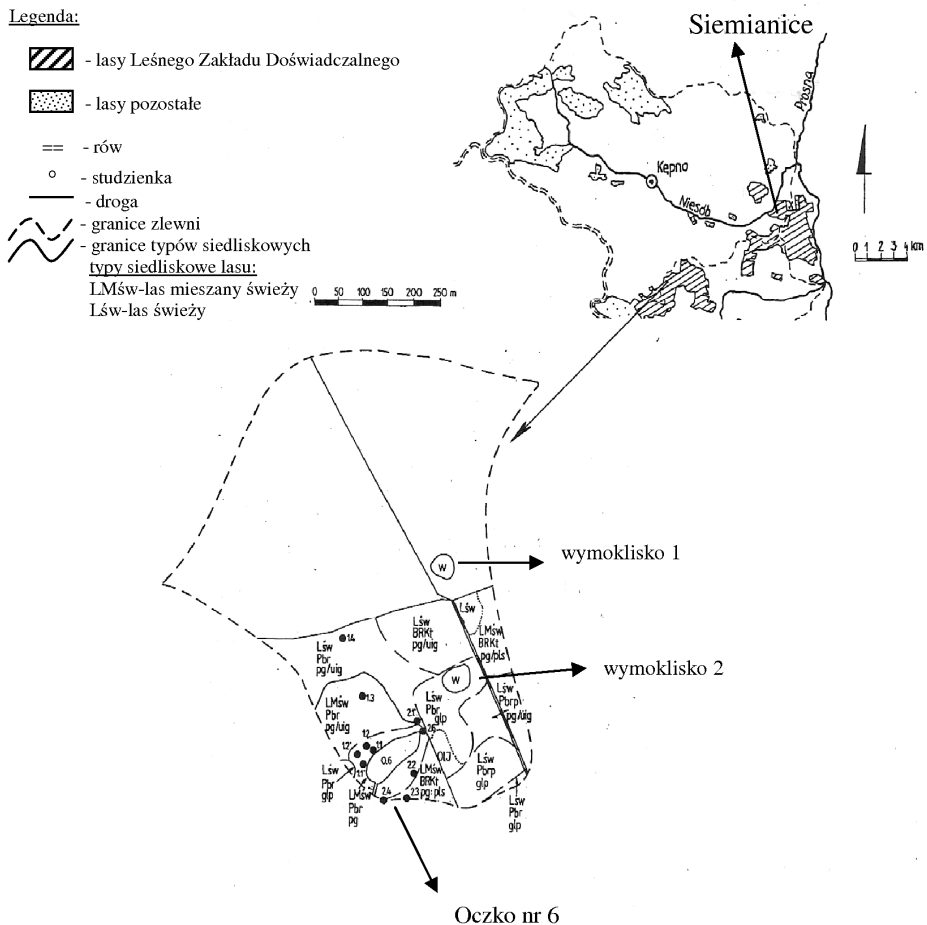
2. Materiał i metody

Badania prowadzono w latach 2000/2001, 2001/2002 i 2002/2003 w zlewni śródleśnego oczka wodnego nr 6 zlokalizowanej w leśnictwie Laski, należącego do Leśnego Zakładu Doświadczalnego Siemianice Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu (rys. 1).

Analizowana zlewnia, o powierzchni około 37 ha, jest w 40% zlewnią leśną, w której dominują siedliska świeże: Las mieszany świeży (LMśw) i las świeży (Lśw). Pozostałe 60% badanej zlewni stanowią grunty orne. Przeważającym gatunkiem drzewostanu w zlewni oczka nr 6 jest sosna w wieku około 95lat. Największą powierzchnię zlewni zajmują gleby płowe zbrunatniałe (75%), a dominującym gatunkiem jest piasek gliniasty zalegający na utworach ilasto-gliniastych. Powierzchnia analizowanego oczka wodnego wynosi 0,35 ha, przy średniej głębokości 1,4 m. Oczko w XIX wieku było odwadniane rowem, z którego do dzisiaj pozostał niewielki 60-cio metrowy odcinek [4]. Istotne znaczenie w gospodarce wodnej zlewni oczka nr 6 mają dwa wymokliska, znajdujące się w południowo-wschodniej i wschodniej części zlewni, mające własne mikrozlewnie.

Stany wód gruntowych w badanych latach hydrologicznych, mierzono w 11 studzienkach, zainstalowanych w trzech przekrojach, przechodzących przez reprezentatywne siedliska. Przekrój pierwszy obejmuje studzienki 2.1, 2.6 oraz 2.4 i przechodzi z południa na północny zachód (rys. 1). Pozostałe dwa przekroje (od studzienki 2.2 do 1.4 oraz od 2.3 do 1.2') przechodzą z południa na północny zachód. Stany wody w oczku mierzono za pomocą zainstalowanej w nim łaty wodowskazowej. Pomiarów stanów wód dokonywano z częstotliwością jeden raz na tydzień. Uwilgotnienie wierzchnich warstw badanych gleb określano na początku

i końcu każdego półrocza hydrologicznego na podstawie pomiarów w mikrozewni analoga. Zlewnia ta jest usytuowana również na terenie Leśnego Zakładu Doświadczalnego Siemianice, w której warunki glebowe i siedliskowe są zbliżone do warunków w omawianej zlewni.



Rys. 1. Lokalizacja zlewni śródleśnego oczka wodnego nr 6 na terenie Leśnego Zakładu Doświadczalnego Siemianice
Fig. 1. Location of pond No 6 catchment in Siemianice Forest Experimental Farm

Do oznaczeń wilgotności metodą suszarkowo-wagową pobierano próbki gleby o nienaruszonej strukturze, w trzech powtórzeniach z każdego poziomu genetycznego profilu glebowych, wykonywanych w pobliżu studzienek do pomiaru stanów wód gruntowych. Zmiany zapasów wody w siedliskach leśnych w zlewni oczka określono na podstawie zmian wilgotności w warstwie 0-100 cm. Analizę zmian retencji wody, w omawianej zlewni, przeprowadzono dla profilu 1.1', reprezentatywnego dla siedliska lasu mieszanego świeżego (LMśw) oraz profilu 2.1, zlokalizowanego w siedlisku lasu świeżego (Lśw). Półroczne i roczne średnie zmiany retencji w warstwie 0-100 cm obliczono jako średnie arytmetyczne ze zmian w analizowanych typach siedliskowych.

Zasięgi typów siedliskowych lasu w zlewni omawianego oczka określono na podstawie operatu glebowo-siedliskowego [7].

3. Wyniki badań

Rok hydrologiczny 2000/2001 był rokiem mokrym i ciepłym. Suma opadów w tym roku wyniosła 687 mm i była wyższa od średniej z wielolecia o 127 mm. Prawdopodobieństwo wystąpienia takiej sumy opadów, łącznie z wyższymi, wynosi 9%, czyli jeden raz na 11 lat. Natomiast średnia temperatura powietrza wyniosła w tym roku 10,2°C i była wyższa od średniej z wielolecia o 1,2°C (tab. 1).

W półroczu zimowym tego roku suma opadów była wyższa od średniej z wielolecia o 16 mm, przy temperaturze powietrza wyższej od średniej o 1,7°C. Półrocze letnie, omawianego roku, miało opady wyższe od średniej z wielolecia o 111 mm, przy temperaturze powietrza wyższej od średniej o 0,8°C.

Natomiast drugi analizowany rok hydrologiczny 2001/2002 był rokiem normalnym, w którym suma opadów wyniosła 537 mm i była niższa od średniej z wielolecia o 23 mm, przy temperaturze powietrza wynoszącej 8,8°C, zbliżonej do średniej z wielolecia (9,0°C).

Prawdopodobieństwo wystąpienia takiej sumy opadów, łącznie z wyższymi, wynosi 54% czyli jeden raz na około 2 lata.

W półroczu zimowym tego roku suma opadów (212 mm) i temperatura powietrza (2,1°C) były zbliżone do średnich z wielolecia. Natomiast w półroczu letnim 2001 opady były niższe od średniej o 25 mm, przy temperaturze powietrza kształtującej się na poziomie 15,5°C

Tabela 1. Półroczne i roczne sumy opadów atmosferycznych oraz średnie półroczne i roczne temperatury powietrza w latach hydrologicznych 2000/2001, 2001/2002 i 2002/2003 i ich odchylenia od średnich z wielolecia 1974÷2006

Table 1. Half-year and year precipitation sums and average air temperature in 2000/2001, 2001/2002 and 2002/2003 hydrological year, and their deviations from averages of multiyear 1974÷2006

Wyszczególnienie	opad [mm]			temperatura [°C]		
	Zima XI÷IV	Lato V÷X	Rok XI÷X	Zima XI÷IV	Lato V÷X	Rok XI÷X
Średnia z wielolecia	210	350	560	2,4	15,5	9,0
Rok 2000/2001	226	461	687	4,1	16,3	10,2
odchylenie	16	111	127	1,7	0,8	1,2
Rok 2001/2002	212	325	537	2,1	15,5	8,8
odchylenie	2	-25	-23	-0,3	0	-0,2
Rok 2002/2003	150	354	504	0,1	15,9	8,0
odchylenie	-60	4	-56	-2,3	0,4	1,0

Ostatni analizowany rok hydrologiczny 2002/2003 był suchy i chłodny. Suma opadów w tym roku wyniosła 504 mm i była niższa od średniej z wielolecia o 56 mm. Prawdopodobieństwo wystąpienia takiej sumy opadów, łącznie z niższymi wynosi 65% czyli jeden raz na około 3 lata. Średnia temperatura powietrza w omawianym roku wyniosła 8,0°C, i była niższa od średniej z wielolecia o 1,0°C. Bardzo suche i zimne było zwłaszcza półrocze zimowe tego roku, w którym suma opadów była niższa od średniej z wielolecia o 60 mm, przy temperaturze powietrza niższej od średniej o 2,3°C.

Natomiast w półroczu letnim tego roku suma opadów wyniosła 354 mm i była wyższa od średniej z wielolecia o 4 mm, przy średniej temperaturze powietrza wynoszącej 15,9°C.

W zimowym półroczu hydrologicznym 2000/2001 wystąpiły przyrosty stanów i zasobów wody w omawianych siedliskach zlewni oczka nr 6. W siedlisku lasu mieszanego świeżego (LMśw) stan wody na początku półrocza wynosił 171 cm, od powierzchni terenu a na końcu kształtował się na poziomie 112 cm. Natomiast w lesie świeżym (Lśw) stany te osiągały wartości odpowiednio 255 cm i 81 cm. Przyrosty stanów wód gruntowych w tych siedliskach kształtowały się na poziomie od 59 cm w lesie mieszanym świeżym do 174 cm w siedlisku lasu świeżego (tabela 2).

Tabela 2. Stany wody gruntowej i ich zmiany (cm) oraz zmiany zapasów wody (mm) w warstwie 0-100 cm w zlewni oczka nr 6, w zimowym i letnim półroczu hydrologicznym roku 2000/2001

Table 2. Ground water levels and their changes and water storage changes (mm) in layer 0-100 cm of pond No 6 catchment in winter and summer hydrological half-year 2000/2001

typ siedliska	okres	Stan wody gruntowej (cm)	zmiana		roczna zmiana stanów wody gruntowej (cm)	roczna zmiana zapasów wody (mm)
			stanów wody gruntowej (cm)	zapasów wody w warstwie 0-100 cm (mm)		
LMśw	26.10.00-23.04.01	171	59	12	-1	5
	23.04.01-26.10.01	112				
Lśw	23.04.01-26.10.01	112	-60	-7	30	34
	26.10.00-23.04.01	255	174	46		
	23.04.01-26.10.01	81	-144	-12		
	26.10.01	225				

Natomiast przyrosty retencji w warstwie 0-100 cm wyniosły w tym półroczu w omawianych siedliskach 12 mm (LMśw) i 46 mm (Lśw).

W półroczu letnim 2000/2001, wystąpiło obniżenie się stanów wód gruntowych i ubytki zapasów wody w analizowanych siedliskach. Duży wpływ na taką sytuację miały wysokie miesięczne temperatury powietrza i związana z nimi transpiracja drzewostanów. W siedlisku lasu mieszanego świeżego stan wody gruntowej obniżył się o 60 cm a w lesie świeżym aż o 144 cm i na końcu omawianego półroczu kształtowały się na poziomie odpowiednio 172 cm (LMśw) i 225 cm (Lśw) od powierzchni terenu. Ubytki retencji jakie wystąpiły w tym półroczu w warstwie 0-100 cm były niewielkie i wahały się w analizowanych siedliskach od 7 mm do 12 mm. Należy jednak stwierdzić, że w skali całego mokrego roku hydrologicznego 2000/2001 wystąpiły w omawianej zlewni przyrosty zapasów wody kształtujące się na poziomie od 5 mm w LMśw do 34 mm w Lśw. Stany wód gruntowych w tych siedliskach obniżyły się zaledwie o 1 cm (LMśw), natomiast w lesie świeżym wzrosły o 30 cm. Na taki przebieg tych wielkości w całym roku hydrologicz-

nym istotny wpływ miał przyrost zasobów wody w wierzchniej warstwie gleby i stanów wody gruntowej w półroczu zimowym oraz przekraczające o 111 mm średnią z wielolecia opady w półroczu letnim.

W kolejnym półroczu zimowym 2001/2002 stany wody w analizowanych siedliskach wzrosły o 10 cm (LMśw) i 84 cm (Lśw) i na końcu tego półrocza kształtowały się na poziomie odpowiednio 163 cm i 141 cm poniżej powierzchni terenu. Przyrosty retencji w warstwie 0-100 cm osiągnęły w badanych siedliskach wartość 31 mm i 34 mm (tabela 3).

Tabela 3. Stany wody gruntowej i ich zmiany (cm) oraz zmiany zasobów wody (mm) w warstwie 0-100 cm w zlewni oczka nr 6, w zimowym i letnim półroczu hydrologicznym roku 2001/2002

Table 3. Ground water levels and their changes and water storage changes (mm) in layer 0-100 cm of pond No 6 catchment in winter and summer hydrological half-year 2001/2002

typ siedliska	okres	stan wody gruntowej (cm)	zmiana		roczna zmiana stanów wody gruntowej (cm)	roczna zmiana zasobów wody (mm)
			stanów wody gruntowej (cm)	zasobów wody w warstwie 0-100 cm (mm)		
LMśw	26.10.01-25.04.02	172	9	31	-18	-29
	25.04.02-25.10.02	163				
Lśw	25.04.02-25.10.02	163	-27	-60	-10	-18
	26.10.01-25.04.02	190	114	34		
	25.04.02-25.10.02	141	-124	-52		
		265				

W półroczu letnim omawianego roku hydrologicznego 2001/2002, w którym suma opadów była niższa od średniej z wielolecia o 25 mm, wystąpiło obniżenie stanów wód gruntowych i retencji w analizowanych siedliskach zlewni oczka nr 6. Stany wody obniżyły się od 27 cm (LMśw) do 124 cm (Lśw) i na końcu tego półrocza wynosiły odpowiednio 190 cm i 265 cm poniżej powierzchni terenu. Natomiast ubytki zasobów wody w warstwie 0-100 cm wahały się od 52 mm w lesie świeżym do 60 mm w lesie mieszanym świeżym. Można stwierdzić, że

w normalnym roku hydrologicznym 2001/2002 wystąpiły ubytki zapasów wody w warstwie 0-100 cm omawianych siedlisk i kształtowały się na poziomie 29 mm (LMśw) oraz 18 mm (Lśw). Natomiast stany wód gruntowych obniżyły się od 10 cm w siedlisku lasu świeżego do 18 cm w lesie mieszanym świeżym.

W półroczu zimowym ostatniego omawianego roku hydrologicznego 2002/2003 również stwierdzono przyrosty stanów wody i retencji w analizowanych siedliskach leśnych. W siedlisku lasu mieszanego świeżego stan wody gruntowej wzrósł o 30 cm a w siedlisku lasu świeżego tylko o 6 cm (tab. 4).

Tabela 4. Stany wody gruntowej i ich zmiany (cm) oraz zmiany zapasów wody (mm) w warstwie 0-100 cm w zlewni oczka nr 6, w zimowym i letnim półroczu hydrologicznym roku 2002/2003

Table 4. Ground water levels and their changes and water storage changes (mm) in layer 0-100 cm of pond No 6 catchment in winter and summer hydrological half-year 2002/2003

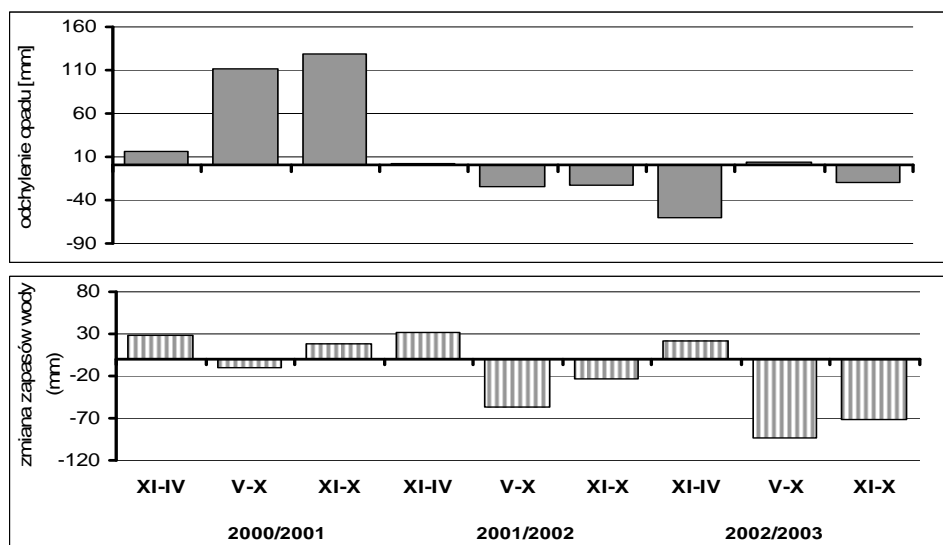
typ siedliska	okres	stan wody gruntowej (cm)	zmiana		roczna zmiana stanów wód gruntowych (cm)	roczna zmiana zapasów wody (mm)
			stanów wody gruntowej (cm)	zapasów wody w warstwie 0-100 cm (mm)		
LMśw	25.10.02-09.05.03	190	30	19	-83	-79
	09.05.03-23.10.03	160		-98		
Lśw	25.10.02-09.05.03	265	6	24	-77	-63
	09.05.03-23.10.03	259		-87		
	09.05.03-23.10.03	342	-83			

Przyrosty zapasów wody w warstwie 0-100 cm wyniosły w analizowanych siedliskach 19 mm (LMśw) i 24 mm (Lśw).

W półroczu letnim 2002/2003 stany wód gruntowych w omawianych siedliskach leśnych obniżyły się w siedlisku lasu mieszanego świeżego o 113 cm, przy stanie wody na początku półrocza wynoszącym 160 cm poniżej powierzchni terenu. Natomiast w lesie świeżym stany

wód gruntowych obniżyły się o 83 cm (tab. 4), przy stanie początkowym wynoszącym 259 cm. Ubytki retencji w warstwie 0-100 cm wahały się w analizowanych siedliskach od 87 mm (Lśw) do 98 mm (LMśw) i były największe spośród ubytków jakie wystąpiły w analizowanych półroczach letnich. W suchym pod względem opadów roku 2002/2003 wystąpiły ubytki zasobów wody w analizowanych siedliskach i wyniosły one 79 mm w lesie mieszanym świeżym i 63 mm w lesie świeżym, a stany wody w tych siedliskach obniżyły się odpowiednio o 83 i 77 cm.

Analizując średnie zmiany zasobów wody w warstwie 0-100 cm w siedliskach leśnych zlewni omawianego oczka można stwierdzić, że w półroczach zimowych omawianych lat hydrologicznych wystąpiły przyrosty retencji a w półroczach letnich, w wyniku wysokich temperatur powietrza i związanej z nimi transpiracji drzewostanów, stwierdzono ubytki zasobów wody (rys. 2).



Rys. 2. Półroczne i roczne średnie zmiany zasobów wody w warstwie 0-100 cm, w zlewni śródleśnego oczka wodnego nr 6, w latach 2000/2001, 2001/2002 i 2002/2003, na tle półrocznych i rocznych odchyleń opadów atmosferycznych od średniej z wielolecia 1974÷2006

Fig. 2. Half-year and year average retentions changes in pond No 6 catchment, in 2000/2001, 2001/2002 and 2002/2003 hydrological year, against half-year and year deviations of precipitation sums from average of multiyear 1974-2006.

Także zmiany stanów wód gruntowych w omawianych siedliskach leśnych charakteryzowały się w analizowanych półroczach zbliżonym przebiegiem.

Badania przeprowadzone przez Milera [5] oraz Kosturkiewiczza i innych [3] również wykazały, że w zlewniach leśnych najwyższe stany wód gruntowych i zapasów wody występowały na wiosnę, a najniższe ich wartości notowano pod koniec półroczy letnich.

4. Wnioski

- 1) Przebieg warunków meteorologicznych, a w szczególności wysokości i rozkłady opadów atmosferycznych w analizowanych półroczach zimowych i letnich omawianych lat w zasadniczym stopniu wpływały na kształtowanie się zapasów wody w zlewni śródleśnego oczka wodnego nr 6.
- 2) Przeprowadzone badania potwierdziły, że w półroczach zimowych omawianych lat wystąpiły zróżnicowane przyrosty stanów wody gruntowej i zapasów wody w warstwie 0÷100 cm w analizowanych siedliskach leśnych. Przyrosty stanów wód gruntowych wahały się w tych półroczach od 9 cm do 59 cm w siedlisku lasu mieszanego świeżego i od 6 cm do 174 cm w lesie świeżym. Natomiast przyrosty zapasów wody wahały się w badanych siedliskach od 12 mm do 31 mm (LMśw) i od 24 mm do 46 mm (Lśw).
- 3) W półroczach letnich stwierdzono natomiast zróżnicowane obniżanie się stanów wód gruntowych i ubytki zapasów wody w zlewni oczka nr 6. Maksymalne obniżenie się stanów wód gruntowych w tych półroczach wyniosło 113 cm w siedlisku lasu mieszanego świeżego i 144 cm w lesie świeżym. Natomiast największe ubytki zapasów wody wahały się od 87 mm (Lśw) do 98 mm (LMśw).
- 4) Przeprowadzone obliczenia wykazały, że tylko w mokrym pod względem sumy opadów roku hydrologicznym 1999/2000 wystąpiły przyrosty retencji w badanych siedliskach zlewni oczka nr 6. Natomiast w normalnym (2001/2002) i suchym (2002/2003) roku hydrologicznym wystąpiły ubytki retencji w warstwie 0÷100 cm.
- 5) Przyrosty stanów wód gruntowych i zapasów wody w warstwie 0÷100 cm w półroczach zimowych 2001/2002 i 2002/2003 nie wystarczyły na pokrycie ubytków jakie wystąpiły w półroczach letnich.

Literatura

1. *Charakterystyka Regionu Wodnego Warty*. Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej w Poznaniu, Pion Zasobów Wodnych, 1-65, 2007.
2. **Griniuk J.:** *Perspektywa ukraińsko-polskowo spiwrobitnictwa w aspekti stworzenia transkordonnowo ekologicznowo koridoru Roztocza*. Sbornik naukowo-technicznych robót przyrodnowo zapowidnika „Roztocza”, „Priroda Roztocza”, Wipusk 1, Iwanofrankowsk, 181-187, 1999.
3. **Kosturkiewicz A., Korytowski M., Stasik R., Szafranski Cz.:** *Amplitudy zmian poziomu wody gruntowej w glebach siedlisk leśnych jako wskaźnik ich zdolności retencyjnych*. Roczn. AR Poznań 338, Melior. Inż. Środ. 22, 55-64, 2002.
4. *Mapy topograficzne*. Herausgegeben von der Preussischen Landesaufnahme, 1885.
5. **Miler A.:** *Modelowanie obszarowych zmienności różnych miar retencji*. Wyd. AR Poznań, 1998.
6. *Ochrona Środowiska*. Wyd. GUS, Warszawa, 2006.
7. *Operat glebowo-siedliskowy i fitosocjologiczny LZD Siemianice*. Zakład Usług Ekologicznych i Urzędzeniowo Leśnych, Poznań, 194 ss, 1999.

Water Storage in Catchment of Pond Located in the Forest

Abstract

The paper presents the results of research in catchment of pond No 6, located at Siemianice Experimental Forest Farm (Laski Forestry) of Poznań University of Life Sciences. The forests of this forestry are within range of Nizina Południowo-Wielkopolska, on Wysoczyzna Wieruszowska, which is differential morainic plain, cut with the river Proсна headwaters

The research was carried out in three hydrological years – 2000/2001, 2001/2002, 2002/2003, different considering total precipitation. Hydrological year 2000/2001 was warm and hot. Precipitation was 687 mm and it was 127 mm higher than multiyear average. Another considered period, 2001/2002 was normal – precipitation was 537 mm and it was 23 mm lower, than multiyear average. The last analyzed year, 2002/2003 was dry – precipitation was 56 mm lower than the average multiyear precipitation. Especially winter half-year was dry and cold and the precipitation was 60 mm lower than multiyear average, while the air temperature was 2.3°C lower than average temperature in this time of the year.

Area of the pond's catchment is about 37 ha, and it's an afforested catchment in 40% with predominance of fresh habitats – fresh mixed forest and fresh forest. The other 60% of the catchment is an arable land. The predominant tree species in the catchment of pond no 6 is 95 year old pine. Soil covering the largest area is fawn brown soil, and the most common type of soil is loamy sand, covering silty clay deposits. Area of the pond no 6 is about 0,35 ha, average depth 1.4 m. In XIX century the pond has been drained with the ditch – today only 60 m long segment is left. Two swamps are located in south-eastern and eastern part of the catchment, which have their own micro-catchments, have an important meaning for water balance of the catchment of pond no 6.

Measurements of the ground water levels were carried out weekly in 11 wells, located in three cross-sections, in representative forest habitats. In order to determine water content with the drier-gravimetric method, samples of soil were taken with intact structure, in three repetitions from each of the genetic level of the soil's profiles, near to the wells used for ground water measurements. Changes of water reserves in pond's catchment were estimated basing on changes of soil-moisture in layer 0-100 cm in profiles situated in these habitats.

Results of the research confirmed, that storage of water in catchment of pond No 6 is influenced significantly by atmospheric conditions, particularly by precipitation and temperature.

The calculations show, that income of water reserves in layer 0-100 cm, observed during winter half-years of research period, varied from 12 mm to 31 mm in fresh mixed forest and from 24 mm to 46 mm in fresh forest. Whereas in summer half-years decreases of retention were observed. The highest decreases of water storages, occurred in half-year 2002/2003, and varied from 87 mm in fresh forest to 98 mm in fresh mixed forest.

The research indicates, that in hydrological year 1999/2000, which was wet regarding the sum of precipitation, there was an income of retention in analyzed habitats of catchment of pond No 6.

In normal (2001/2002) and dry (2002/2003) hydrological years occurred losses in retention in layer 0-100 cm. Increases of ground-water levels and reserves of water in winter half-years of research period were not big enough, to cover losses, which occurred in summer half-years.



Zastosowanie hybrydowego układu oczyszczania do separacji substancji powierzchniowo czynnych z roztworów wodnych¹

Izabela Kowalska
Politechnika Wroclawska

1. Wstęp

W celu zwiększenia skuteczności eliminacji mikrozanieczyszczeń z roztworów wodnych techniki membranowe coraz częściej łączy się z innymi jednostkowymi procesami oczyszczania. Odpowiednio zaprojektowane układy pozwalają na wykorzystanie w jak największym stopniu zalet jednostkowych procesów oczyszczania, zarówno klasycznych jak i membranowych, oraz znaczne ograniczenie ich wad [13]. Ze względu na szereg zalet układów hybrydowych wykorzystujących membrany prowadzone są liczne badania dotyczące rozwoju tych metod, w tym do oczyszczania roztworów zawierających substancje powierzchniowo czynne (SPC) [1, 7, 10, 12].

Połączenie procesu ultrafiltracji i wymiany jonowej jest jednym z możliwych rozwiązań problemu separacji anionowych substancji powierzchniowo czynnych (ASPC) z roztworów poniżej krytycznego stężenia micelizacji (CMC). Jak wykazują badania [6, 8] jednostkowy proces ultrafiltracji jest zadowalającą metodą separacji micel SPC z roztwo-

¹ Praca naukowa finansowana ze środków na naukę w latach 2007-2009 jako projekt badawczy nr N523 089 32/3477.

rów o stężeniu równym lub przekraczającym wartość CMC. W przypadku gdy stężenie SPC jest mniejsze, tzn. roztwór ma charakter monomeryczny, wówczas wysokociśnieniowe techniki rozdziału (nanofiltracja, odwrócona osmoza) są sugerowane jako skuteczny proces separacyjny.

Doniesienia literaturowe [14, 15] wskazują również, że zastosowanie syntetycznych żywic jonowymiennych do separacji jonowych SPC daje znacznie lepsze efekty niż typowe adsorbenty, ze względu na znacznie większą pojemność sorpcyjną wynikającą z dużej porowatości i powierzchni właściwej, stabilnej struktury chemicznej oraz możliwości odpowiedniej modyfikacji polimeru pod kątem ilości i rodzaju grup funkcyjnych.

Celem przeprowadzonych badań było określenie skuteczności usuwania ASPC z roztworów wodnych poniżej krytycznego stężenia micelizacji w hybrydowym układzie oczyszczania łączącym ultrafiltrację i wymianę jonową oraz jej porównanie ze skutecznością procesów jednostkowych. Przeanalizowano również wpływ odczynu roztworu i obecności soli mineralnej na skuteczność zaproponowanego układu oczyszczania. W badaniach wykorzystano komercyjne membrany polimerowe różniące się właściwościami hydrofilowo-hydrofobowymi oraz silnie i słabo zasadowe żywice jonowymiennie o zróżnicowanej strukturze polimeru. Jednostkowy proces ultrafiltracji i symultaniczny proces oczyszczania realizowane były w warunkach przepływu jednokierunkowego (z ang. *dead-end*) w komorze Amicon 8400.

2. Materiały i metody badawcze

2.1. Roztwory badawcze

W badaniach wykorzystano modelowe roztwory dodecylbenzeno-sulfonianu sodu (SDBS, 348,48 Da) o stężeniu 0,25 CMC przygotowywane na bazie wody destylowanej. Czystość produktu określona na podstawie zawartości alkilbenzenosulfonianów wynosiła 80%, przy czym stwierdzono obecność wyższych i niższych homologów tego związku [4].

Krytyczne stężenie micelizacji SDBS, wynoszące 800 mg/dm³, określono na podstawie pomiarów napięcia powierzchniowego. Badania wykonano w temperaturze 22°C metodą pierścieniową du Noüy'a, za pomocą półautomatycznego tensometru firmy Lauda. Stężenie SDBS w roztworach określano metodą miareczkowania potencjometrycznego na aparacie 785 DMP Titrimo.

W celu określenia wpływu soli mineralnej oraz odczynu roztworów na skuteczność usuwania SDBS w hybrydowym układzie oczyszczania, do roztworów modelowych dawковано chlorek sodu w ilości 0,5; 1,0 i 1,5 g/dm³. Korektę odczynu roztworu (pH=9,1), w zakresie pH=5-11, dokonywano za pomocą 0,1 n roztworów HCl i NaOH.

2.2. Membrany

W badaniach wykorzystano ultrafiltracyjne membrany firmy Microdyn-Nadir[®] wykonane z polietersulfonu i regenerowanej celulozy o wartości *cut-off* 10 kDa. Charakterystykę testowanych membran przedstawiono w tab. 1. Właściwości separacyjne polimerów testowane były w instalacji laboratoryjnej, której głównym elementem jest komora ultrafiltracyjna Amicon 8400.

Tabela 1. Charakterystyka membran Nadir[®] [2]

Table 1. Characteristics of Nadir[®] membranes [2]

Polimer	Właściwości	pH	Kąt zwilżania ^{*)} , °
Polietersulfon (UP)	Hydrofilowy o dużej odporności na działanie czynników chemicznych	0-14	85,0
Celuloza (UC)	Wysoka hydrofilowość i znaczna odporność na działanie czynników chemicznych	1-11	18,5

^{*)} Wartości wyznaczone w badaniach własnych dla membran o *cut-off* 5 kDa

2.2. Żywice jonowymienne

W badaniach wykorzystano pięć żywic anionowymiennych, których charakterystykę przedstawiono w tab. 2. Obok klasycznych żywic anionowymiennych (A100, A200, A400 i SBW) zastosowano żywicę MIEX ze składnikiem magnetycznym włączonym w strukturę polimeru. Dzięki takiej modyfikacji materiału polimerowego pojedyncze ziarna żywicy zachowują się jak magnesy, są zdolne do formowania ciężkich aglomeratów i są skutecznie separowane z wody [11].

Proces wymiany jonowej prowadzono w reaktorach o pojemności 2 dm³ zawierających 1 dm³ roztworu, do których dawковано testowane żywice w formie chlorkowej w ilości 10 cm³/dm³. Po założonym czasie mieszania (20 min.) pobierano roztwór do analiz stężenia ASPC.

Tabela 2. Charakterystyka żywic jonowymiennych [3, 5, 11]
Table 2. Characteristics of anion-exchange resins [3, 5, 11]

Żywica	Polimer	Wielkość cząstek, mm	Pojemność wymienna ^{*)} , mmol
MIEX Orica Watercare	poliakryl makroporowaty silnie zasadowy	0,15-0,18	0,365
A100 Purolite	polistyren makroporowaty słabo zasadowy	0,60-0,85	0,109
A200 Purolite	polistyren żelowy silnie zasadowy	0,60-0,85	0,121
A400 Purolite	polistyren żelowy silnie zasadowy	0,60-0,85	0,139
SBW Wofatit	sulfonowany polistyren żelowy silnie zasadowy	0,30-1,20	0,155

^{*)} *Pojemność wymienna żywic w stosunku do SDBS wyznaczona na podst. modelu izotermy Langmuira [9]*

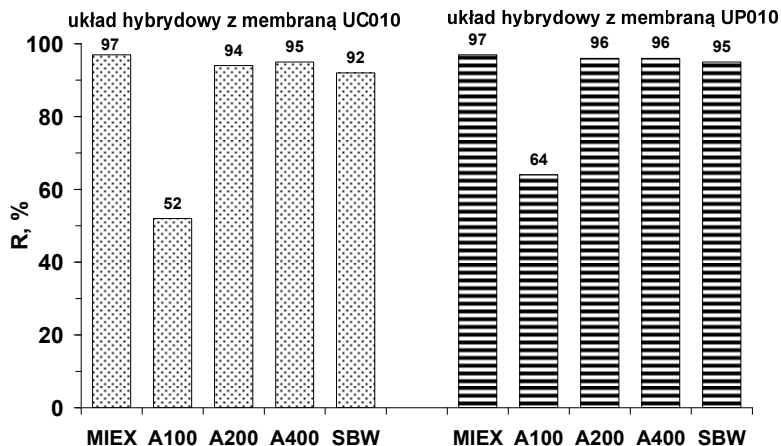
2.3. Hybrydowy układ oczyszczania

W celu określenia skuteczności separacji ASPC w hybrydowym układzie oczyszczania żywice jonowymiennie, w ilości 10 cm³/dm³, dawkowane były bezpośrednio do komory ultrafiltracyjnej Amicon 8400. Po 20 minutach trwania filtracji membranowej pobierano roztwór w celu oznaczenia stężenia ASPC.

3. Wyniki badań

Zastosowanie hybrydowego układu oczyszczania z membranami polimerowymi pozwoliło na efektywną separację anionowej substancji powierzchniowo czynnej z roztworów wodnych. Dla większości układów symultanicznych, dzięki połączeniu mechanizmu sitowego i wymiany jonowej, obserwowano ponad 95% separację ASPC (rys. 1). Jedynie zastosowanie słabo zasadowej żywicy A100 skutkowało znacznie mniejszą eliminacją ASPC na poziomie 52% i 64%, odpowiednio dla układu z membraną celulozową i polietersulfonową. Należy jednak podkreślić, że ze względu na obecność monomerów w roztworze ($c < CMC$), dominującym mechanizmem separacji w całkowitej skuteczności procesu była wymiana jonowa (rys. 2). Na skutek lokalnego zwiększenia stężenia sur-

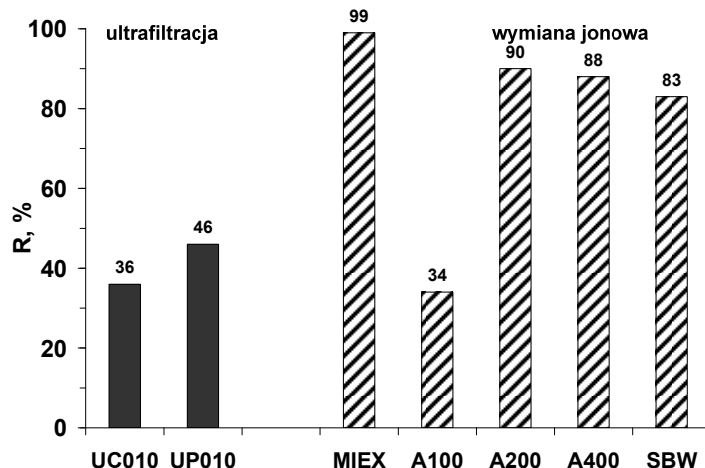
faktantu w warstwie przymembranowej może dochodzić do powstawania struktur micelarnych nawet w przypadku zastosowania roztworu surfaktantu o stężeniu poniżej CMC. Jednak mechanizm sitowy powstających premiceli i miceli będzie mniej istotny z punktu widzenia całkowitej separacji. Przedstawiona interpretacja znajduje potwierdzenie w przeanalizowanych procesach jednostkowych.



Rys. 1. Skuteczność usuwania ASPC (R, %) w hybrydowym układzie oczyszczania z membranami serii UC i UP

Fig. 1. Efficiency of anionic surfactant separation (R, %) in the hybrid purification system with UC and UP membranes

Skuteczność układu hybrydowego, analogicznie jak w przypadku wymiany jonowej szczegółowo omówionej w pracy [9], zależna była od właściwości zastosowanych żywic jonowymiennych, tj. stopnia zdysocjowania grup funkcyjnych jonitu, wielkości ziaren jonitu oraz stopnia usieciowania polimeru. Uzyskane wyniki badań wykazały, że układy hybrydowe z silnie zasadowymi jonitami charakteryzowały się bardzo zbliżoną efektywnością usuwania ASPC. Natomiast symultaniczny proces ze słabo zasadową żywicą A100, ze względu na znacznie mniejszą jej selektywność w stosunku do anionów słabych kwasów, był znacznie mniej skuteczny – średnio o ok. 30% i 40% odpowiednio dla układu z membraną UP010 i UC010.



Rys. 2. Skuteczność usuwania ASPC (R, %) w jednostkowych procesach oczyszczania: ultrafiltracji i wymiany jonowej

Fig. 2. Efficiency of anionic surfactant separation (R, %) in the individual purification processes: ultrafiltration and ion exchange

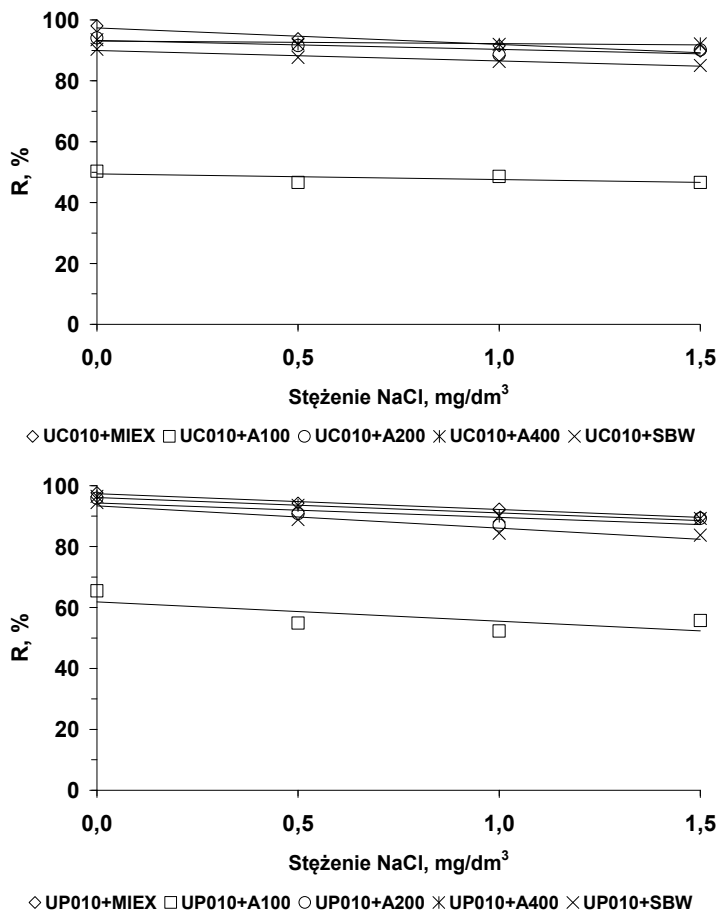
Szczególnym przypadkiem hybrydowego układu oczyszczania był symultaniczny proces z magnetyczną żywicą MIEX, która charakteryzuje się największą szybkością wymiany ASPC spośród testowanych jonitów oraz największą zdolnością wymienną w stosunku do SDBS (tab. 2). Zastosowanie układu hybrydowego z tą żywicą do separacji ASPC z roztworów poniżej krytycznego stężenia micelizacji pozwoliło uzyskać nieco gorszy efekt separacji ASPC niż dla jednostkowego procesu wymiany jonowej. Podczas wymiany jonowej realizowanej w warunkach objętościowych żywica pozostawała w stałym kontakcie z makrojonami i po ok. 10 min. ustalał się stan równowagi. Natomiast w warunkach układu hybrydowego żywica jonowymienna nie miała kontaktu z częścią adsorbentu, który przechodził do permeatu w początkowym etapie procesu UF. Skutkiem tego powierzchnia ziarna jonitu saturowana była mniejszą ilością jonów ASPC, a tym samym dochodziło do zmniejszenia siły napędowej procesu, którą stanowi różnica potencjałów elektrycznych w fazie jonitu i w fazie zewnętrznego roztworu.

W celu określenia wpływu soli mineralnej i odczynu roztworów na skuteczność zintegrowanych układów oczyszczania, do modelowych

roztworów SDBS o stężeniu 0,25 CMC (bez uprzedniej korekty odczynu) dawковано chlorek sodu w ilości 0,5-1,5 g/dm³. W drugiej serii badawczej dokonywano korekty odczynu w zakresie pH=5-11 za pomocą 0,1 n roztworu HCl i 0,1 n roztworu NaOH.

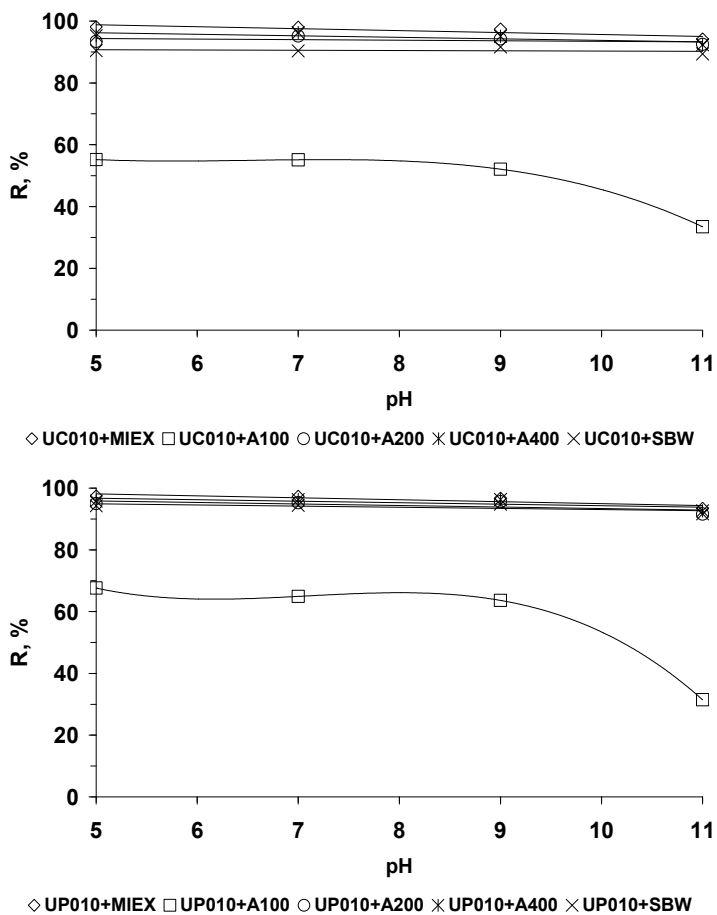
Zrealizowane badania pozwoliły stwierdzić (rys. 3), że obecność soli mineralnej (NaCl) powodowała kilkuprocentowe obniżenie skuteczności separacji ASPC w układzie hybrydowym. Najbardziej czule na obecność soli mineralnej okazały się układy hybrydowe ze słabo zasadową żywicą A100 (10% obniżenie współczynnika retencji). Obniżenie skuteczności usuwania ASPC należy wiązać przede wszystkim z obecnością w roztworze jonów chlorkowych, które konkurowały z makroanionami o dostęp do miejsc aktywnych na ziarnach żywicy, co ograniczało wymianę jonów ASPC. Największe obniżenie współczynnika retencji dla układów hybrydowych ze słabo zasadową żywicą A100 dodatkowo związane było z jej preferencyjną wymianą anionów soli mocnych kwasów.

Skuteczność usuwania ASPC w procesie hybrydowym w zależności od wartości pH roztworów modelowych była głównie warunkowana rodzajem zastosowanej żywicy anionowymiennej (rys. 4). Stwierdzono (analogicznie jak dla jednostkowego procesu wymiany jonowej), że układy hybrydowe z silnie zasadową makroporowatą żywicą MIEX i żywicami żelowymi (A200, A400, SBW) charakteryzowały się zbliżoną efektywnością w całym zakresie analizowanych wartości pH. Natomiast dla układów hybrydowych ze słabo zasadowym anionitem A100 obserwowano wyraźne obniżenie efektywności procesu dla wartości pH=11. Przekroczenie zalecanego przez producenta zakresu pH=0-9 spowodowało ograniczenie dysocjacji grup funkcyjnych jonitu, co miało bezpośredni wpływ na dynamikę i skuteczność procesu.



Rys. 3. Skuteczność usuwania ASPC (R, %) w hybrydowym układzie oczyszczania w obecności soli mineralnej

Fig. 3. Efficiency of anionic surfactant separation (R, %) in the hybrid purification system in the presence of mineral salt



Rys. 4. Skuteczność usuwania ASPC (R, %) w hybrydowym układzie oczyszczania w zależności o pH roztworu zasilającego
Fig. 4. Efficiency of anionic surfactant separation (R, %) in the hybrid purification system vs pH of the feed solution

4. Podsumowanie

Zrealizowane badania pozwoliły stwierdzić, że:

1. Zastosowanie hybrydowego układu oczyszczania pozwoliło na efektywną (ponad 95%) separację anionowej substancji powierzchniowo czynnej z roztworów wodnych poniżej krytycznego stężenia micelizacji.
2. Skuteczność układów hybrydowych zależna była głównie od właściwości zastosowanych żywic jonowymiennych.
3. Obecność soli mineralnej powodowała kilkuprocentowe obniżenie skuteczności separacji ASPC w układzie hybrydowym. Najbardziej czułe na obecność soli mineralnej okazały się układy hybrydowe ze słabo zasadową żywicą A100 (10% obniżenie współczynnika retencji).
4. Układy hybrydowe z silnie zasadową makroporową żywicą MIEX i żywicami żelowymi (A200, A400, SBW) charakteryzowały się zbliżoną efektywnością w całym zakresie analizowanych wartości pH. Natomiast dla układów hybrydowych ze słabo zasadowym anionitem A100 obserwowano wyraźne obniżenie efektywności procesu dla wartości pH=11.

Literatura

1. **Akbil Basar C., Karagunduz A., Cakici A., Keskinler B.:** *Removal of surfactants by powdered activated carbon and microfiltration*, Water Research 38, 2117–2124, 2004.
2. Dane katalogowe producenta: Microdyn-Nadir® GmbH.
3. Dane katalogowe producenta: Purolie®.
4. Dane katalogowe producenta: Sigma.
5. Dane katalogowe producenta: Wofatit.
6. **Goers B., Mey J., Wozny G.:** *Optimised product and water recovery from batch-production rinsing waters*, Waste Management 20, 651-658, 2000.
7. **Gonzalez S., Petrovic M., Barcelo D.:** *Evaluation of two pilot scale membrane bioreactors for the elimination of selected surfactants from municipal wastewaters*, Journal of Hydrology 356, 46-55, 2008.
8. **Kowalska I.:** *Surfactant separation in pressure-driven membrane processes*, Environment Protection Engineering 2, 105-113, 2008.
9. **Kowalska I.:** *Usuwanie anionowych substancji powierzchniowo czynnych w procesie wymiany jonowej*, Ochrona Środowiska 1, 25-29, 2009.

10. **Seo G.T., Lee T.S., Moon B.H., Lim J.H.:** *Ultrafiltration combined with ozone for domestic laundry wastewater reclamation and reuse*, Water Supply 5-6, 387-392, 2001.
11. **Slunjski M., Cadee K., Tattersall J.:** *MIEX[®] resin water treatment*, Proc. Aquatech, Amsterdam 2000, www.miexresin.com.
12. **Sostar-Turka S., Petrinica I., Simonic M.:** *Laundry wastewater treatment using coagulation and membrane filtration*, Resources, Conservation and Recycling 44, 185-196, 2005.
13. **Van der Bruggen B., Curcio E., Drioli E.:** *Process intensification in the textile industry: the role of membrane technology*. Journal of Environmental Management 73, 267-274, 2004.
14. **Yang W. B., Li A., Fan J., Yang L., Zhang Q.:** *Mechanism and behavior of surfactant adsorption onto resins with different matrices*, Reactive and Functional Polymers 67, 609-616, 2007.
15. **Yang W. B., Xia M., Li A., Yang L., Zhang Q.:** *Adsorption of branched alkylbenzene sulfonate onto styrene and acrylic ester resins*, Chemosphere 64, 984-990, 2006.

Application of Hybrid Purification System for Surfactant Separation from Water Solutions

Abstract

Limitation of individual purification processes resulted in development of so-called hybrid processes. Integration of two purification processes in one working unit may have a synergetic effect resulting in separation improvement.

The aim of the study was to determine the effectiveness of ASPCA removal from aqueous solutions below critical micellization concentration in a hybrid system that combines ultrafiltration treatment and ion exchange, and its comparison with the effectiveness of individual processes. Effect of pH and the presence of mineral salts on the effectiveness of the proposed treatment system was analysed. Commercial polymer membranes differing with hydrophilic-hydrophobic properties and strongly and weakly basic ion exchange resins with different structure of the polymer were used. Unit process of ultrafiltration and simultaneous purification process were carried out under conditions of unidirectional flow (dead-end) in the Amicon chamber 8400.

During studies ultrafiltration membranes of Microdyn-Nadir[®] company made of polyethersulphone and regenerated cellulose with cut-off value of 10 kDa were used. The characteristics of the tested membranes are presented in

Table 1. Separation properties of polymers were tested in the laboratory installation, which main element is the Amicon 8400 ultrafiltration chamber.

During studies five anionexchange resins which characteristics are presented in Table 2 were used. Apart from the classic anionexchange resin (A100, A200, A400 and SBW) MIEX resin was applied with a magnetic component included in the structure of the polymer. Thanks to such modification of the polymer material single grains of resin behave like magnets, they are capable of forming heavy agglomerates and are effectively separated from water.

It was stated that hybrid processes with strong-base resins were very effective (above 95%) in surfactant separation from water solutions below its critical micelle concentration. The efficiency of the hybrid processes was also found to largely depend on the type of the anion exchange resin. The presence of mineral salt in the treated solution resulted in a few percentage decreasing of surfactant retention. The effectiveness of the process in the applied pH range (pH=5-11) was stable for strong-base resins (MIEX, A200, A400 and SBW). However, at pH=11 significant deterioration in surfactant retention was noticed for the hybrid process with the weak-base A100 resin.



Porównanie wyników bilansu fosforu w aspekcie monitorowania zanieczyszczeń ze źródeł rolniczych

Jerzy Kupiec

Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

1. Wstęp

Jedynym narzędziem kontroli obiegu składników pokarmowych w rolnictwie stosowanym w monitoringu zanieczyszczeń pochodzących ze źródeł obszarowych jest bilans. Służy on do oceny stanu zagrożenia środowiska, w szczególności pod kątem wpływu rolnictwa na jakość wód powierzchniowych i podziemnych. Pozwala na ocenę potencjalnej wielkości strat składników z produkcji rolnej. W Europie wykorzystuje się ponad 45 różnych bilansów składników, co utrudnia ich porównanie [9, 16]. Podstawowym problemem w bilansowaniu biogenów jest różnorodność metod bilansowych. Brak standaryzacji metody oraz oceny hierarchii i stopnia ważności poszczególnych elementów branych pod uwagę zarówno po stronie przychodu jak i rozchodu powoduje, że wyniki nie są porównywalne i w pełni miarodajne. Saldo bilansu jest też podstawą sporządzania planów nawozowych, a więc niewłaściwa diagnoza prowadzić może do zachwiania ekonomicznej opłacalności produkcji i degradacji środowiska. W Polsce, jako obligatoryjny wprowadzony został bilans metodą w skali pola (MacroBil), na mocy Rozporządzenia Ministra Środowiska z 2002 r. [24]. Obowiązuje on na terenie wyznaczonych w Polsce, zgodnie z zaleceniami Dyrektywy Azotanowej [4], 19 OSN zajmują-

cych łącznie 4623,14 km². Dodatkowo na potrzeby opracowywania planów nawozowych zaleca się sporządzanie bilansu fosforu i potasu wg podobnej metodologii. Polska jako kraj członkowski OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development) od 1996 roku zobowiązana jest do wykonywania corocznych bilansów azotu, a od roku 2002 również bilansu fosforu [15].

Bilans powinien być skonstruowany w taki sposób, aby każdy rolnik mógł wykonać go samodzielnie, a każdy doradca miał możliwość szybkiej i łatwej jego weryfikacji i interpretacji. Podstawą bilansu powinny być te elementy, które rolnik może w znacznym stopniu kontrolować. Właściwe podejście metodyczne oraz odpowiedni dobór bilansu z pominięciem elementów niemających istotnego wpływu na wynik końcowy, a przysparzających dodatkowych problemów przy ich obliczaniu, pozwoli na znacznie sprawniejsze działanie służb doradczych oraz ułatwi samokontrolę gospodarowania składnikami przez rolnika. Jak twierdzą niektórzy autorzy uproszczone bilanse mogą być wygodnym narzędziem dla rolnika i doradcy służącym do oceny efektywności nawożenia pozwalającym na ograniczenie ryzyka start składników i emisji do środowiska [2].

W produkcji rolniczej wyróżnia się zasadniczo kilka typów bilansów: bilanse dotyczące wybranych działów produkcji, bilans w skali pola i w skali gospodarstwa traktujący gospodarstwo jako specyficzny ekosystem oraz bilans systemowy, wykorzystywany na potrzeby naukowe [19]. Najczęściej jednak w literaturze spotyka się bilanse mieszane bądź pewne modyfikacje daleko odbiegające od bilansów klasycznych [6]. Utrudnia to znacznie ich porównanie oraz ocenę faktycznego zagrożenia środowiska.

Celem badań była ocena przydatności wybranych typów bilansu fosforu w monitoringu zanieczyszczeń środowiska ze źródeł rolniczych oraz ocena rangi poszczególnych elementów przychodu i rozchodu i ich wpływu na saldo.

2. Materiał i metody

Do szczegółowych badań wytypowano łącznie 130 gospodarstw. 91 gospodarstw zlokalizowanych było na obszarach szczególnie narażonych (OSN) w woj. wielkopolskim, dolnośląskim i lubuskim, z tego 65 stanowiły zagrody średnioobszarowe i 26 wielkoobszarowe (głównie państwowe gospodarstwa rolne, rolnicze kombinaty spółdzielcze oraz spółki powstałe na bazie gospodarstw uspołecznionych). Pozostałe 39

gospodarstw to gospodarstwa średnioobszarowe, które znajdowały się poza strefami OSN w woj. opolskim. Wszystkie wytypowane do badań gospodarstwa charakteryzowały się zróżnicowaną wielkością, poziomem gospodarowania oraz kierunkiem produkcji. Produkcja w tych gospodarstwach realizowana była w sposób konwencjonalny. W badaniach wykorzystano dane z gospodarstw rozwojowych o minimalnej powierzchni 10 ha. W analizach pominięto gospodarstwa małe, gospodarujące ekstenzywnie bądź z zanikającą produkcją rolną, w których podstawowym źródłem dochodu była praca poza gospodarstwem, a zagroda stanowiła dodatkowe źródło dochodu lub produkcja prowadzona była wyłącznie na potrzeby własne. Badania obejmowały okres od 2002 do 2006 roku i koncentrowały się na dwóch pełnych sezonach wegetacyjnych dla każdego z gospodarstw, dla których uzyskano najbardziej kompletne i wiarygodne dane.

Korzystając ze źródeł literaturowych wybrano 10 najbardziej rozpowszechnionych bilansów - 6 w skali pola i 4 w skali gospodarstwa, stosowanych w różnych krajach europejskich (1, 14, 33, 11, 22, 21, 27, 28, 18, 20, tab. 1). Na podstawie obliczonych bilansów dokonano porównania wyników otrzymanych sald fosforu.

Źródłem danych były ankiety i kopie sprawozdań wykonywanych dla GUS charakteryzujące produkcję rolną, zebrane bezpośrednio w gospodarstwach. Część danych pochodziła z kart pól uzyskanych bezpośrednio w gminach oraz lokalnych placówkach ODR. Wykonano również badania laboratoryjne, które dotyczyły analiz chemicznych zawartości fosforu w paszach i produktach roślinnych (dodatki paszowe, części roślin, materiał nasienny). Poszczególne pozycje bilansu obliczono w oparciu o dane uzyskane w gospodarstwach oraz wskaźniki zawartości składników w różnych produktach.

Depozycja fosforu obejmowała łączne osiadanie w postaci PO_4 oraz fosforu organicznego (31, 29, 30, 10). Wielkość opadu fosforu w przeliczeniu na czysty składnik dla poszczególnych regionów badanego obszaru mieściła się w przedziale $0,07-0,41 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$. Wielkość strat składnika na skutek wymycia z gleby obliczono na podstawie danych podawanych przez Roszyka i Spiak [23, cyt. za Miniejewem 1984] oraz Fotymę i Mercika [8].

Tabela 1. Elementy bilansu fosforu wg różnej metodologii stosowanej w kraju i za granicą wykorzystanej w badaniach
Table 1. Components of phosphorus balance in accordance with methodology which is used in country and abroad

Elementy bilansowe	Bilanse w skali pola			Bilanse w skali gospodarstwa			
	"net balance"	"gross balance"	"na pow. klasyczny wg Mazura i in. pole" OECD	"u wrót, OSPAR-COM"	"u wrót" OECD	"u wrót" klasyczny gospodarstwa"	mieszany
A	X	X	X	X	X	X	X
B	X	X	X	X	X	X	X
C			X			X	X
D						X	X
E			X		X	X	X
F	X		X	X	X		X
I						X	X
J			X				
K				X	X		
L			X			X	X
Rozchód							
L	X	X	X	X	X	X	X
M					X	X	X
N						X	X
O				X		X	X
P				X		X	X
R						X	X
W			X			X	X

¹ - odpady przemysłowe wykorzystywane jako pasze bądź kompostowane, zużyte podłoża ogrodnicze, popiół

Obsadę inwentarza obliczono na podstawie stanów średniorocznych zwierząt. W pracy wykorzystano współczynniki przeliczeniowe na DJP (duża jednostka przeliczeniowa) wg zaleceń Rozporządzenia Rady Ministrów z dnia 10 maja 2005 r. [25]. Wyliczenie jednostek umownych pozwoliło na obliczenie ilości wyprodukowanych nawozów naturalnych, a w dalszej kolejności fosforu w nich zawartego. Produkcję nawozów naturalnych obliczono wg współczynników oraz wytycznych Rozporządzenia Rady Ministrów z dn. 18 maja 2005 r. [26]. Zawartość fosforu nawozach naturalnych obliczono za Wrześniowskim i in. [32] różnicując dla poszczególnych gatunków zwierząt oraz systemu chowu.

Określenie ilości fosforu w ciałach zwierząt w przypadku ich zakupu, sprzedaży bądź upadków oraz w produktach zwierzęcych (mleko, żywiec, wełna, jaja) wykonano na podstawie dostępnych w literaturze współczynników [3, 34, 12, 13] i zalecanych przez niemieckie ośrodki doradztwa rolniczego oraz wg Elmadfa i Muskata [5].

Zawartość fosforu w plonie towarowym roślin rolniczych z gruntów ornych (ziarno, korzenie roślin okopowych, bulwy itp.), trwałych użytków zielonych oraz w plonie ubocznym (słoma zbóż i roślin motylkowych oraz motylkowatych, łęty ziemniaczane, liście buraczone, korzenie) określono na podstawie dostępnych źródeł literaturowych, tabel zawartości składników w produktach spożywczych oraz opracowań naukowych i zaleceń dla praktyki jak i analiz własnych.

3. Wyniki

3.1. Charakterystyka gospodarstw rolnych

Gospodarstwa wielkoobszarowe zlokalizowane były w 33 gminach, z czego 26 przynależało do 7 OSN na terenie woj. wielkopolskiego, dolnośląskiego i lubuskiego (rys. 1). Powierzchnia 26 wytypowanych do badań gospodarstw wielkoobszarowych mierzona w UR mieściła się w przedziale 195,0-10 887,0 ha (średnio 1604,8 ha). Udział gruntów ornych w użytkach rolnych wyniósł 86,5% ogólnej powierzchni. Obszar zajmowany przez trwałe użytki zielone wahał się w poszczególnych gospodarstwach od 12,0 do 910,0 ha i stanowił średnio 12% UR.



Rys. 1. Usytuowanie obszarów OSN, w których zlokalizowane były gospodarstwa wielkoobszarowe i średnioobszarowe woj. wielkopolskiego, lubuskiego i dolnośląskiego: 1 – Kopel, 2 – Samica Sęszewska i Mogilnica, 3 – Rów Racocki, 4 – Olszynka, 5 – Pogona i Dąbrówka, 6 – Rów Polski, 7 – Orla

Fig. 1. Localization of NVZ's in which were located large area and mid-sized farms of wielkopolskie, lubuskie and dolnoslaskie province: 1 – Kopel, 2 – Samica Sęszewska i Mogilnica, 3 – Rów Racocki, 4 – Olszynka, 5 – Pogona and Dąbrówka, 6 – Rów Polski, 7 – Orla

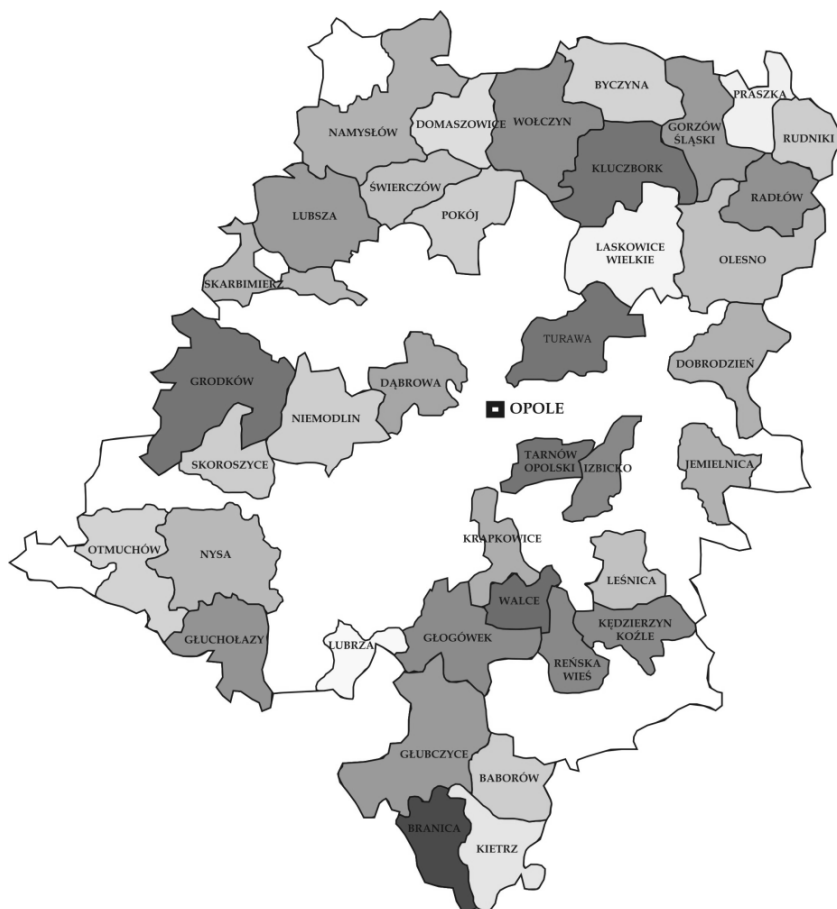
Poziom nawożenia mineralnego w badanych gospodarstwach wielkoobszarowych był wysoki. Gospodarstwa wprowadzały na 1 ha UR średnio $13,1 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ UR, przy wahaniach od 0 do $28,7 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ UR, czyli znacznie więcej niż przeciętnie w kraju i regionie. Cechą charakte-

rystyczną wszystkich wytypowanych do badań gospodarstw wielkoobszarowych było posiadanie bydła, a jego udział w strukturze inwentarza wyniósł średnio 81,4%. Ilość DJP w gospodarstwach wahała się od 0,3 do 1,2 DJP·ha⁻¹ UR (średnio 0,6 DJP·ha⁻¹ UR).

Grupa 65 gospodarstw średnioobszarowych administracyjnie przynależała do 22 gmin, z których 21 częściowo lub w całości umiejscowione były w 6 strefach OSN (rys. 1). Wielkość wytypowanych do badań gospodarstw średnioobszarowych wahała się od 10,3 do 112,0 ha UR (średnio 24,1 ha UR). W strukturze użytków rolnych dominowały grunty orne (87,4%). Trwałe użytki zielone zajmowały 12,3% powierzchni. Pozostałe 0,3% stanowiły sady i jagodniki.

Przeciętne zużycie fosforowych nawozów mineralnych w badanych gospodarstwach średnioobszarowych było dużo większe aniżeli średnio w kraju i regionach. Średnia ilość fosforu, która została wykorzystana pod uprawy wynosiła 13,6 kg P·ha⁻¹ UR, przy wahaniach od 0 do 51,3 kg P·ha⁻¹ UR. W grupie 65 badanych gospodarstw 53,8% specjalizowało się w chowie bydła mlecznego, a 43,9% w produkcji żywca wieprzowego. Porównując stan pogłowia zwierząt w gospodarstwach z produkcją mleka i żywca wieprzowego można zauważyć, że w gospodarstwach mlecznych ilość inwentarza była znacznie większa. Obsada zwierząt przypadająca na 1 ha UR w zagrodach z dominacją chowu bydła wahała się od 0,5 do 3,1 DJP·ha⁻¹ UR (średnio 1,7 DJP·ha⁻¹ UR). W 30,5% gospodarstw obsada inwentarza przekraczała zalecaną, bezpieczną dla środowiska wielkość 1,5 DJP·ha⁻¹ UR. W gospodarstwach specjalizujących się w produkcji żywca wieprzowego obsada inwentarza była znacznie mniejsza, średnio wynosiła 1,0 DJP·ha⁻¹ UR i tylko w 4 gospodarstwach przekroczyła zalecaną przez Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej wielkość 1,5 DJP·ha⁻¹ UR.

Gospodarstwa średnioobszarowe województwa opolskiego umiejscowione były w 38 gminach poza strefami OSN (rys. 2). Wielkość 39 wybranych do badań gospodarstw tego regionu wahała się od 13,9 do 248,2 ha UR. Średnia wielkość gospodarstwa wyniosła 68,4 ha, przy czym największą grupę stanowiły gospodarstwa do 50 ha.



Rys. 2. Lokalizacja gmin, w których umiejscowione były badane gospodarstwa średnioobszarowe na obszarze woj. opolskiego

Fig. 2. Location of communes in which were located investigated mid-sized farms in opolskie province

Analizowane gospodarstwa rolne cechował bardzo wysoki udział gruntów ornych (93,4%) w użytkach rolnych. Nawożenie mineralne w przeliczeniu na 1 ha UR wyniosło średnio 26,1 kg P (0-49,7 kg P·ha⁻¹ UR). W badanych gospodarstwach województwa opolskiego w strukturze zasiewów dominowały zboża (75,3%). Spośród 39 gospodarstw woj. opolskiego w 82,1% z nich prowadzona była produkcja zwierzęca. W strukturze inwentarza dominowała trzoda chlewna (56,1%). Bydło

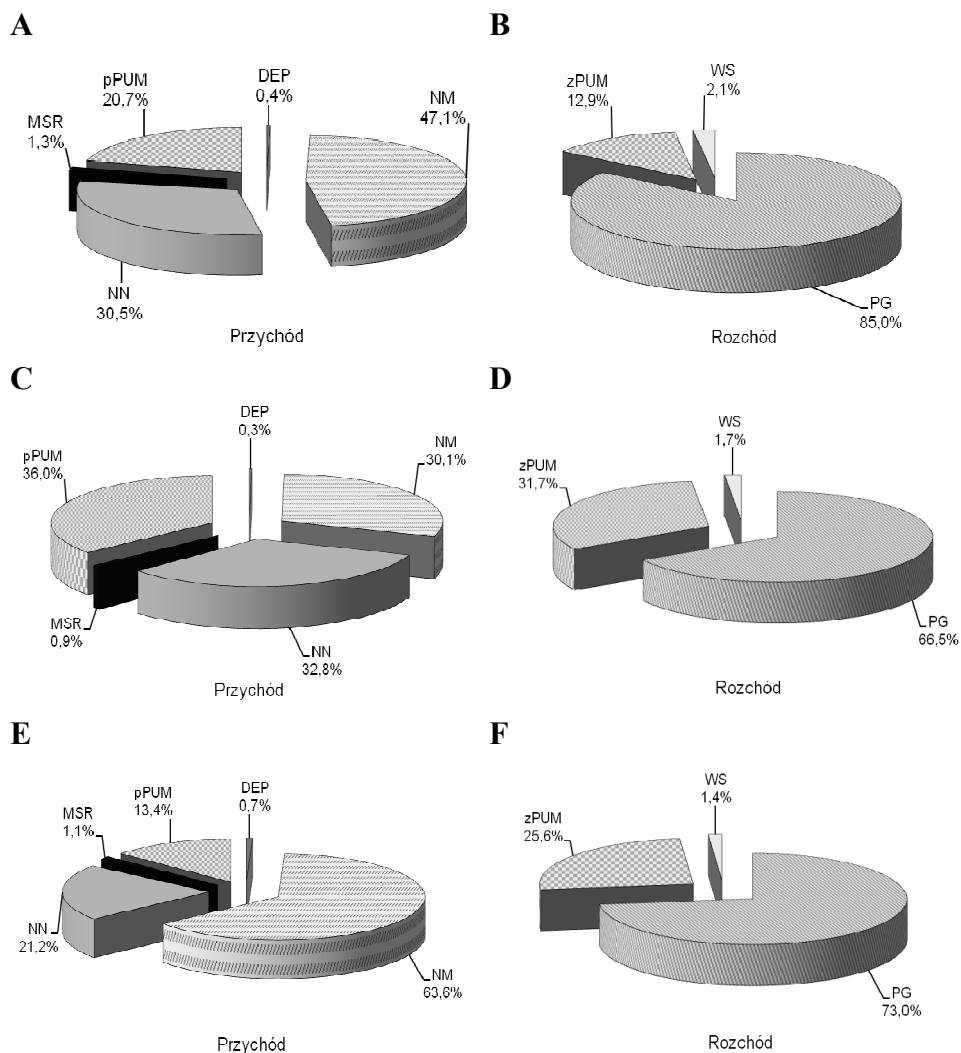
stanowiło 43,9% udziału. W zdecydowanej większości przypadków obsada zwierząt nie przekraczała maksymalnego obciążenia $1,5 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR}$, określonego przez Kodeks Dobrych Praktyk Rolniczych [17] jako bezpieczna dla środowiska. Tylko w jednym przypadku ilość DJP była 2,5-krotnie większa od zalecanej. Średnio na jedno gospodarstwo przypadało $0,7 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR}$.

3.2. Bilanse w skali pola

Bilans fosforu w skali pola obliczony różnymi metodami wykazał najwyższe wartości w przypadku dwóch typów bilansu – wykorzystywanym w narzędziu komputerowym, opracowanym przez IUNG w Puławach, zwanym MacroBil [7] i „wg Mazura i in.” (tab. 2). Salda obliczone tymi dwoma sposobami kształtują się na identycznym poziomie. Bilans „wg Mazura i in.” w porównaniu z MacroBil, obok innych elementów przychodu, bierze dodatkowo pod uwagę materiał siewny i rozmnożeniowy (MSR), a po stronie rozchodowej straty składnika poprzez wymycie z gleby (WS). Elementy te nie wpłynęły jednak znacząco na wynik bilansu z powodu bardzo małych ilości wniesionych bądź wyniesionych z pola (rys. 3 A-F). Na zawyżenie salda mogły wpłynąć przyorane resztki poźniwne (pPUM), które były charakterystyczne dla tych dwóch bilansów, a nie występowały w pozostałych bilansach w skali pola. Udział przyoranych resztek poźniwnych był dość znaczny w przychodzie i dochodził nawet do 36,0% (rys. 3 A, C, E). Bilans „na pow. pola” OECD oraz klasyczny bilans „na powierzchni pola” wykazują salda na podobnym poziomie (tab. 2). Elementy, które różnicowały te dwa typy bilansów w wielu krajach mają duże znaczenie i są stosowane w znacznych ilościach jako nawozy (osady ściekowe, kompostowana masa organiczna, odpady przemysłu spożywczego, tab. 1). W 130 badanych gospodarstwach wykorzystanie tego typu środków produkcji było marginalne, stąd też nie miało to wpływu na wielkość przychodu. Najniższe wartości liczbowe zanotowano w przypadku „gross balance” (tab. 2). Różnice pomiędzy największymi i najmniejszymi saldami w poszczególnych typach gospodarstw wynoszą od 5,8 do $17,2 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR}$. Wyniki wyliczone metodą „net balance” wykazały tylko nieznacznie niższe wartości w porównaniu z bilansem „na pow. pola” OECD oraz klasycznym „na powierzchni pola” (tab. 2).

Tabela 2. Porównanie sald bilansu fosforu obliczonych różnymi metodami w badanych gospodarstwach
Table 2. Comparison of phosphorus balances calculated by various methodology in surveyed farms

Wartość	Salda bilansów w skali pola [kg P·ha ⁻¹ UR]				Salda bilansów w skali gospodarstwa [kg P·ha ⁻¹ UR]					
	"net balance"	"gross balance"	"na pow. pola" OECD	klasyfikacyjny "na pow. pola"	wg MacroBil zura i in.	MacroBil	"u wrót" OSPAR-COM	"u wrót" OECD	klasyfikacyjny "u wrót gospodarstwa"	"mieszany"
Gospodarstwa wielkoobszarowe										
min.	-11,2	-11,3	-10,8	-10,8	-6,3	-6,2	-18,6	-8,6	-16,1	-15,9
maks.	20,1	19,9	20,6	20,6	25,7	25,7	16,1	23,2	26,2	26,3
średnia	0,6	0,5	1,0	1,0	6,3	6,4	-0,1	5,8	2,9	3,7
Gospodarstwa średnioobszarowe woj. wielkopolskiego i dolnośląskiego										
min.	-27,1	-27,2	-26,4	-26,4	-18,7	-18,7	-27,0	-11,7	-14,0	-14,2
maks.	36,9	35,9	36,2	36,2	73,7	73,8	74,3	87,9	111,9	90,0
średnia	3,2	2,9	3,3	3,3	20,0	20,1	2,6	12,9	17,9	16,9
Gospodarstwa średnioobszarowe woj. opolskiego										
min.	-38,7	-39,0	-38,3	-38,3	-33,3	-33,3	-20,9	-20,9	-21,1	-20,9
maks.	28,9	28,6	29,5	29,5	37,4	37,3	32,3	39,4	40,4	40,7
średnia	4,0	3,7	4,4	4,4	9,5	9,5	8,7	13,9	12,8	13,1



Rys. 3. Zestawienie elementów przychodu i rozchodu bilansu fosforu w skali pola w gospodarstwach wielkoobszarowych (A, B), średnioobszarowych woj. wielkopolskiego i dolnośląskiego (C, D) oraz średnioobszarowych woj. opolskiego (E, F)

Fig. 3. Comparison of phosphorus input and output in field scale in large area farms (A, B), mid-sized farms of wielkopolskie and dolnoslaskie provinces (C, D) and mid-sized farms of opolskie province (E, F)

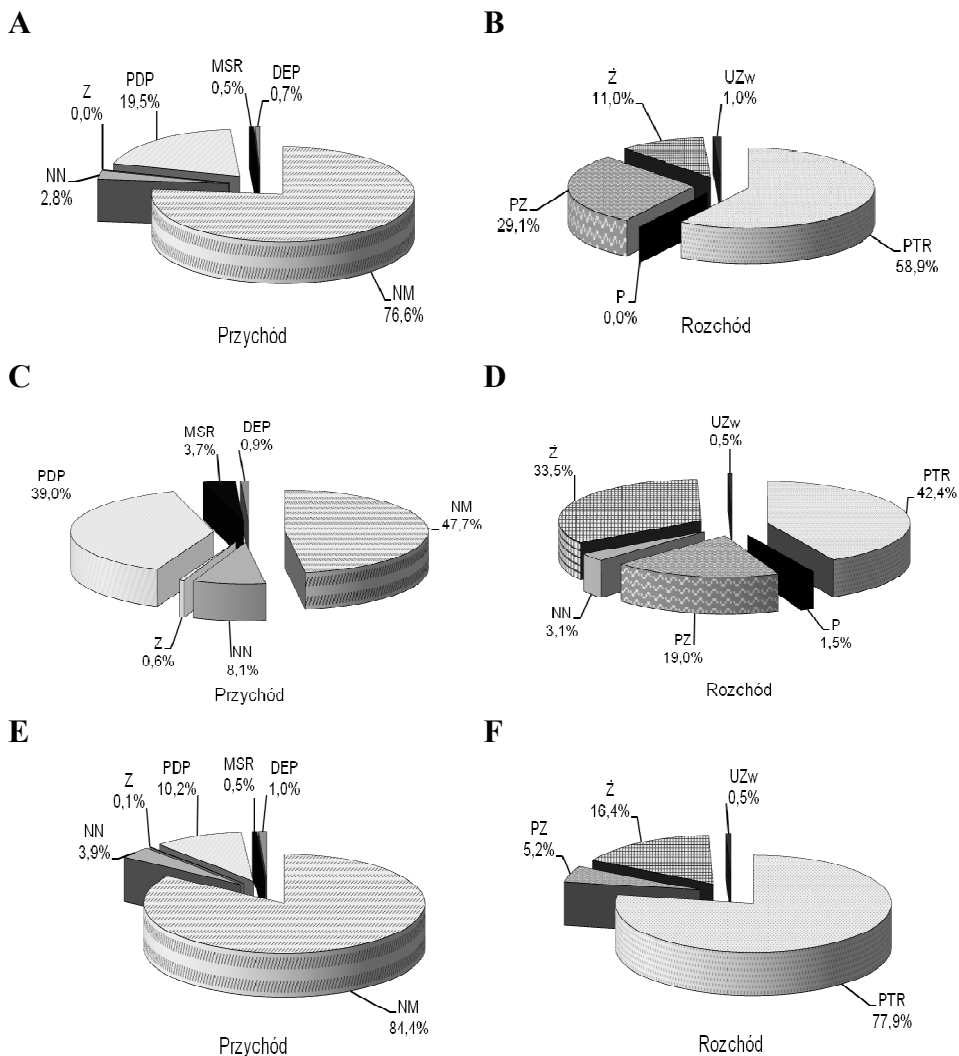
Objaśnienia do skrótów na rysunkach

DEP – depozycja z atmosfery, NM – nawozy mineralne, NN – nawozy naturalne, MSR – materiał siewny i rozmnożeniowy, pPUM – przyorany plon uboczny i międzyplony, zPUM – zebrany plon uboczny i międzyplony, PG – plony główne roślin, WS - wymycie składnika

Porównania różnych typów bilansów zarówno w Polsce jak i za granicą na większą skalę nie były do tej pory wykonywane. Porównania 3 typów bilansów podjęli się Fotyma i in. [6]. Autorzy wyliczyli 3 bilanse fosforu dla Polski - dwa w skali pola (nawozowy i poszerzony) oraz jeden w skali gospodarstwa (zwykły OECD) za okres 1996-1998 r. Różnica pomiędzy wynikami bilansu nawozowego (odpowiednik „gross balance”) i poszerzonego (odpowiednik bilansu „na pow. pola” OECD) obliczonych przez Fotymę i in. [6] była bardzo mała i kształtowała się na poziomie 1 kg. Wyniki uzyskane w niniejszych badaniach dla wszystkich gospodarstw dały zbliżone wartości nieprzekraczające 1 kg ($0,4-0,7 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR}$). Różnica wynikała głównie z dodatkowych elementów, które zostały policzone w bilansie OECD – nawozy organiczne (NO), materiał siewny i rozmnożeniowy (MSR) i depozycja z atmosfery (DEP). Elementy te miały nikły udział w przychodzie fosforu (rys. 3 A, C, E).

3.3. Bilanse w skali gospodarstwa

W przypadku bilansu fosforu w skali gospodarstwa brak jest jednoznacznych tendencji przy różnych metodach obliczania. Bilanse klasyczny „u wrót gospodarstwa” oraz „mieszany” kształtują się na podobnym poziomie. Różnicujące je elementy to materiał siewny i rozmnożeniowy (MSR), depozycja (DEP) oraz upadki zwierząt (UZw), co może świadczyć o tym, że nie mają one większego wpływu na wynik bilansu fosforu. Udział tych elementów po stronie przychodu i rozchodu został przedstawiony na rysunku 4 A-F. Klasyczny bilans „u wrót gospodarstwa” uwzględnia elementy przepływu składników zależne w znacznym stopniu od rolnika (zakupione i sprzedane produkty, tab. 1). Największe saldo w przypadku gospodarstw wielkoobszarowych i średnioobszarowych Opolszczyzny wykazuje bilans „u wrót” OECD. W metodologii tego bilansu praktycznie nie uwzględnia się aspektów produkcji zwierzęcej, takich jak zakupione pasze (PDP) czy sprzedane produkty zwierzęce (PZ) oraz żywiec (Ż, tab. 1). Ma to duży wpływ na wynik bilansu, ponieważ nie odzwierciedla w pełni obiegu wprowadzonych do gospodarstwa składników.



Rys. 4. Zestawienie elementów przychodu i rozchodu bilansu fosforu w skali gospodarstwa w gospodarstwach wielkoobszarowych (A, B), średnioobszarowych woj. wielkopolskiego i dolnośląskiego (C, D) oraz średnioobszarowych woj. opolskiego (E, F)

Fig. 4. Comparison of phosphorus input and output in farm scale in large area farms (A, B), mid-sized farms of wielkopolskie and dolnoslaskie provinces (C, D) and mid-sized farms of opolskie province (E, F)

Objaśnienia do skrótów na rysunkach

NM – nawozy mineralne, NN – nawozy naturalne, Z – zwierzęta na chów, PDP- pasze i dodatki paszowe, MSR – materiał siewny i rozmnożeniowy, DEP – depozycja, PTR – plon towarowy roślin, P – pasze, PZ – produkty zwierzęce, Ż – żywiec, UZw – upadki zwierząt

W zagrodach średnioobszarowych Wielkopolski i Dolnego Śląska największe nadwyżki wykazuje klasyczny bilans „u wrót gospodarstwa” oraz „mieszany”. Najmniejsze salda we wszystkich typach gospodarstw uzyskano na podstawie metodyki proponowanej przez OSPARCOM (Oslo and Paris Commission, tab. 2). Maksymalne różnice pomiędzy poszczególnymi wynikami bilansu fosforu w skali gospodarstwa w badanych typach gospodarstw wynoszą: w gospodarstwach wielkoobszarowych 3,8 kg P·ha⁻¹ UR, w średnioobszarowych woj. wielkopolskiego i dolnośląskiego 15,4 kg P·ha⁻¹ UR, w średnioobszarowych Opolszczyzny 5,2 kg P·ha⁻¹ UR.

W przypadku bilansu zwykłego OECD w skali gospodarstwa saldo wyliczone przez Fotymę i in. [6] wyniosło 5,6 kg·P ha⁻¹ UR. Podobną wartość uzyskano w niniejszych badaniach w przypadku bilansu dla gospodarstw wielkoobszarowych i jest to wartość mieszcząca się w normie. Bilans składników w aspekcie ochrony środowiska tylko teoretycznie powinien być zrównoważony. W praktyce jest to niemożliwe, ponieważ rolnictwo nie realizowałoby wówczas podstawowych celów produkcyjnych i ekonomicznych [6].

Z elementów, które miały największy wpływ na kształtowanie się salda bilansu fosforu w skali gospodarstwa można zaliczyć zakupione nawozy mineralne (NM). Ich udział w przychodzie, w poszczególnych grupach gospodarstw wahał się pomiędzy 47,7 a 76,6%. Znaczący był również udział pasz i dodatków paszowych (PDP) – 10,2-39,0% (rys. 4 A, C, E). Najmniej fosforu zostało wniesione z depozycją (DEP) (0,7-1,0%), zakupionym materiałem siewnym i rozmnożeniowym (MSR) (0,5-3,7%) oraz zakupionymi zwierzętami (Z) (0-0,6%). Cechą charakterystyczną badanych gospodarstw była bardzo mała sprzedaż pasz (P) (0-1,5%) oraz nawozów naturalnych (NN) (0-3,1%). Nikły udział w rozchodzie miały też upadki zwierząt (UZw) (rys. 4 B, D, F).

4. Wnioski

1. Bilans jest dobrym narzędziem monitoringu gospodarowania fosforem w produkcji rolniczej w aspekcie ochrony środowiska pod warunkiem odpowiedniego doboru elementów bilansu, zarówno po stronie przychodu jak i rozchodu. Nieodpowiednie zbilansowanie strony przychodowej i rozchodowej może prowadzić do zawyżania bądź zaniżania wyniku bilansu.
2. W bilansie fosforu w skali pola metody „net balance”, „gross balance”, „na powierzchni pola” OECD oraz klasyczna „na powierzchni pola” dały bardzo zbliżone wyniki. Na potrzeby monitoringu wystarczy zatem prosty i łatwy w stosowaniu bilans nawozowy („gross balance”), który uwzględnia po stronie przychodu fosfor w nawozach mineralnych i naturalnych, a po stronie rozchodu składnik wyniesiony w plonach roślin. Takie elementy jak depozycja czy zakupiony materiał siewny, które różnicowały ww. bilanse nie wpływały znacząco na saldo końcowe.
3. W przypadku bilansu fosforu w skali pola w bilansie proponowanym przez Mazura i in. oraz zastosowanym w oprogramowaniu MacroBil widać wyraźną tendencję do zawyżania wyników. Mają na to wpływ przede wszystkim przyorane plony uboczne i międzyplony, mające znaczny udział w przyroście tych składników. Jest to element trudny do oszacowania i komplikuje obliczanie bilansu. Na potrzeby monitoringu obliczanie tego elementu wydaje się być zbędne.
4. W skali gospodarstwa najbardziej właściwym dla wprowadzenia do praktyki rolniczej i monitorowania jakości środowiska pod kątem rozproszenia składników nawozowych jest klasyczny bilans „u wrót gospodarstwa”. Dla uproszczenia można zmodyfikować ten bilans poprzez wyłączenie elementów niewpływających znacząco na saldo, takich jak zakupiony materiał siewny i rozmnożeniowy, zwierzęta na chów oraz sprzedane pasze i upadki zwierząt.
5. Na wynik bilansu nie mają wpływu niektóre elementy sprzedaży, takie jak pasze czy nawozy naturalne, ze względu na brak nadwyżek tych produktów w zdecydowanej większości gospodarstw. Z martwymi zwierzętami we wszystkich badanych gospodarstwach wynoszono bardzo niewielką ilość składników. Pominięcie tych elementów nie będzie generować błędów w obliczaniu bilansu.

6. W bilansach niektóre elementy (osady ściekowe, nawozy organiczne, popiół, trociny, kora, zużyte podłoża ogrodnicze, oraz odpady przemysłu spożywczego) nie mają praktycznego znaczenia w warunkach polskich, ponieważ nie są zakupywane przez rolników. Zwierzęta na chów, materiał siewny i rozmnożeniowy, depozycja fosforu stanowiły niewielki udział w przychodzie.

Literatura

1. **Barszczewski J.:** *Wykorzystanie bilansów fosforu w doskonaleniu procesu produkcji w gospodarstwie*. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. IMUZ, Falenty, 4, 2a (11): 503-510, 2004.
2. **Burczyk P.:** *Gospodarowanie składnikami nawozowymi w gospodarstwach rolnych w otoczeniu Jeziora Miedwie*. Mat. Konf. 24-25.11.2003. IMUZ, Falenty: s.142, 2003.
3. **Dissemond H., Gomisek Y., Zessner M.:** *Landwirtschaftliche Sticstoffbilanzierung für Österreich under besonderer Berecksichtigung ihrer Einbeziehung in die Volkswirtschaft*. Die Dudenkultur, 42: 83-95, 1991.
4. Dyrektywa Rady (91/676/EWG) z dn. 12 grudnia 1991 roku dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego. Official Journal L 375, 31/12/1991 P. <http://www.mos.gov.pl>.
5. **Elmadfa I., Muskat E.:** *Wielkie tabele kalorii i wartości odżywczych*. Muza SA Warszawa, 118 ss. 2003.
6. **Fotyma M., Igras J., Kopiński J., Głowacki M.:** *Bilans azotu, fosforu i potasu w rolnictwie polskim*. Pamiętnik Puławski, IUNG, Puławy, 120: 91-100, 2000.
7. **Fotyma M., Jadczyzyn T., Pietruch Cz.:** *System wspierania decyzji w zakresie zrównoważonej gospodarki składnikami mineralnymi MACROBIL*. Pamiętnik Puławski, IUNG, Puławy, 124: 81-89, 2001.
8. **Fotyma M., Mercik S.:** *Chemia rolna*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa: 341 ss., 1992.
9. **Gourley C. J. P; Powell J. M.; Dougherty W. J.; Weaver D. M.:** *Nutrient budgeting as an approach to improving nutrient management on Australia dairy farms*. Australian Journal of Experimental Agriculture. CSIRO Publishing. 47: 1064-1074, 2007.
10. GUS. Ochrona środowiska. Informacje i opracowania statystyczne. Zakł. Wyd. Stat., Warszawa: 522 ss., 2006.

11. **Isermann K.:** *Nitrogen and phosphorus balances in Agriculture – A comparison of several Western European Countries*. Proc. from int. conf. on „Nitrogen, Phosphorus and Organic Matter”, 13-15 May, Helsingor: 1-20, 1991.
12. **Isermann K.:** *Stickstoff-Emissionen der Landwirtschaft vor dem Hintergrund ihrer Stickstoff-bilanzen*. W: Verminderung des Stickstoffauftrags aus Landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Grundwasser – Grundlagen und Fallbeispiele, Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau. Dtsch. Verb. Wasserwirtsch. Kult., 106: 59-94, 1994.
13. **Jamroz D.:** *Składniki mineralne*. W: Żywnienie zwierząt i paszoznawstwo (1). Fizjologiczne i biochemiczne podstawy żywienia zwierząt. Red. Kobylińska B., Zienkiewicz I. Wyd. PWN: 61-89, 2001.
14. **Kaczyńska E., Benedycka Z., Benedycki S.:** *Bilans fosforu i potasu na gruntach ornych i użytkach zielonych w gospodarstwach mlecznych*. Łąk. w Pol., PTL Poznań, 7: 129-140, 2004.
15. **Kopiński J.:** *Regionalne zróżnicowanie bilansu azotu, fosforu i potasu w rolnictwie polskim w latach 1999-2003*. Red. Lipiński W. i Fotyma M. Nawozy i nawożenie, IUNG, Puławy: 2(23): 84-93, 2005.
16. **Kupiec J.:** *Ocena bilansu składników biogenych (NPK) jako podstawy monitoringu produkcji rolnej w aspekcie ochrony środowiska*. Praca doktorska. Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu. 211 ss., 2008.
17. Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Ministerstwo Środowiska. *Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej*. (red.) Duer I., Fotyma M., Madej A., Warszawa: 112 ss., 2002.
18. OECD. *Towards sustainable development. Environmental indicators*. Paris. www.sourceoecd.org, 1998.
19. **Oenema O.:** *Nitrogen cycling and losses in agricultural systems*. W: Nitrogen cycle and balance in Polish agricultur. IMUZ Falenty: 25-43, 1999.
20. **Oenema O., Kros H., Vries W.:** *Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies*. Europ. J. Agronomy, 20, 3-16, 2003.
21. **Oviedo E.:** *Guidelines for calculating mineral balance. PARCOM (Oslo and Paris convention for the prevention of marine pollution)*. PRAM 95/7/6: 9 ss., 1995.
22. **Pietrzak S.:** *Metoda uproszczonego bilansowania azotu w gospodarstwie rolnym*. IMUZ, Falenty: 22 s. 1994.
23. **Roszyk E., Spiak Z.:** *Zagrożenie środowiska przez nawozy. W: Zagrożenia, ochrona i kształtowanie środowiska przyrodniczo-rolniczego*. Red. Bieszczad S., Sobota J. Wyd. AR, Wrocław: 25-43, 1999.

24. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 23 grudnia 2002 r. w sprawie szczegółowych wymagań, jakim powinny odpowiadać programy działań mających na celu ograniczenie odpływu azotu ze źródeł rolniczych. (Dz. U. nr 4, poz. 44 z dnia 15 stycznia 2003 r.).
25. Rozporządzenia Rady Ministrów z dnia 10 maja 2005 r. w sprawie określenia rodzajów przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko oraz szczegółowych kryteriów związanych z kwalifikowaniem przedsięwzięć do sporządzania raportu o oddziaływaniu na środowisko. (Dz. U. z 2005 r. Nr 92, poz. 769).
26. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 18 maja 2005b r. zmieniające rozporządzenie w sprawie szczegółowych warunków i trybu udzielania pomocy finansowej na dostosowanie gospodarstw rolnych do standardów Unii Europejskiej objętej planem rozwoju obszarów wiejskich, Dz. U. Nr 93, poz. 778, 779 i 780.
27. **Sapek B.:** *Bilans azotu w gospodarstwie rolnym*. Konf. Międzyn. „Nadmiar azotu w rolnictwie czynnikiem zagrożenia zdrowia człowieka”. IMUZ, Falenty: 78-87, 1996.
28. **Szponar L., Traczyk I., Pawlik-Dobrowolski J.:** *Bilans azotu, fosforu i potasu w rolnictwie polskim*. IŻŻ, Warszawa, 80: 5-59, 1996.
29. WIOŚ. Raport o stanie środowiska w Wielkopolsce w roku 2004. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Poznań: 202 ss., 2005.
30. WIOŚ. Raport o stanie środowiska w Wielkopolsce w roku 2005. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Poznań: 208 ss. 2006.
31. WIOŚ. Stan środowiska w województwie Lubuskim w roku 2004. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Zielona, Góra-Gorzów Wlkp. <http://www.zgora.pios.gov.pl>, 2005.
32. **Wrześniowski Z., Sosnowska W., Stempel R.:** *Tabele pomocnicze do planowania rolniczej działalności gospodarczej*. Olsztyn Wydaw. ART.: ss.112, 1997.
33. **Zbierska J., Kupiec J.:** *Bilans fosforu w gospodarstwach rolnych na obszarze zlewni rzeki Samicy Stęszewskiej*. Roczn. AR, Poznań, Mel. i Inż. Środ., 365: 545-552, 2005.
34. **Zehetner A.:** *Vereinfachte gesamtbetriebliche stickstoffbilanzierung Eigenkontrolle der umweltgerechten Düngung*. Der Forderungsdienst, 40, 3: 22-23, 1992.

Comparison of Phosphorus Balance Results in Monitoring of Pollutions from Agricultural Sources

Abstract

The aim of presented paper was evaluation of selected types of phosphorus balance in environmental pollution monitoring from agricultural sources and rank estimation of elements of input and output and their influence on balance.

The survey contained data from 130 farms. 65 mid-sized and 26 large area farms were located in 7 nitrate vulnerable zones (NVZ's) in wielkopolskie, lubuskie and dolnoslaskie provinces. Leftover 39 mid-sized farms were situated in opolskie voivodship.

The surveys covered data from 2002-2006 years, two season for every farm. Data were collected directly in farms or in communes and Agricultural Advisory Centres. Large area and mid-sized farms were characterized with various types and levels of production. Mean size of selected large area farms was 1680.3 ha, mid-sized farms located in NVZ's – 24.7 ha and farms situated in opolskie province – 68.4 ha.

Using literature sources, 10 widespread phosphorus balances – 6 in field scale („net balance”, „gross balance”, „in field surface” OECD, classical „in field surface”, „under Mazur et. all”, „MacroBil”) and 4 in farm scale („at farmgate” OSPARCOM, „at farmgate” OECD, classical „at farmgate”, „mixed”) were selected to detailed analyzes.

Particular elements of phosphorus balance were calculated basing on nutrients content factors obtained from farms (labels of products – fertilizers, fodders), from literature sources and own chemical analyzes (content of nutrient in industrial fodders, seed and plant materials, crop residue). Deposition and phosphorus leaching were based on state monitoring.

The investigations have shown that phosphorus balance is a good tool of environmental monitoring if appropriate input and output elements of balance are used. Some elements of input in field scale balance such as seed material, deposition brought insignificant quantities of nutrient into field (seed material 0.9-1.3%, deposition 0.3-0.7% of input). Similar situation was in output. Share of phosphorus leaching in output showed 1.4-2.7% in particular farms.

From among studied field scale balances the highest results were noticed in „under Mazur et. all” and „MacroBil” balances. Significant influence could have ploughed crop residue. Share of this element in balance input reached even 36.0%. Methods „net balance”, „gross balance”, „on field surface” OECD, classical „on field surface” showed very similar results. On need to environmental monitoring simple and easy to amount „gross balance” could be

sufficient. This balance contains only important elements as manures, fertilizers and crops.

Analyzing farm scale balances the most proper to agricultural practice and environmental monitoring is classical „farmgate balance” because it contains element in a complete measure dependent of farmers (purchased and sold products). For simplification there is possibility to omit some elements of balance which bring on to farm or bring out from farm insignificant quantity of phosphorus (purchased seed material – 0.5-3.7% and animals – 0-0.6% of input, dead animals – 0.5-1.0%, sold fodder – 0-1.5% and manures – 0-3.1% of output).



Fracje ChZT w ściekach komunalnych o dużym udziale ścieków z przemysłu spożywczego¹

Joanna Struk-Sokołowska
Politechnika Białostocka

1. Wstęp

Ze względu na coraz bardziej restrykcyjne wymagania dotyczące jakości oczyszczanych ścieków, zachodzi potrzeba intensyfikacji procesów ich oczyszczania. W związku z tym należy ocenić, w jakim stopniu zanieczyszczenia zawarte w ściekach ulegają przemianom, w wyniku poszczególnych etapów mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków.

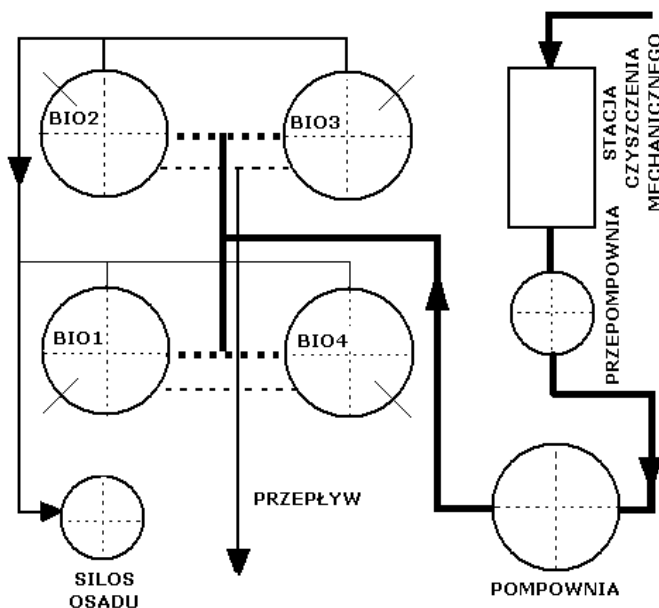
Procesy biologicznego usuwania związków azotu ze ścieków wymagają obecności związków węgla organicznego w postaci biodegradowalnej lub łatwo hydrolizującej, dlatego tak ważne jest poznanie form, w jakich występują te związki. Wyznaczenie frakcji ChZT i ich zmian, obrazuje udział poszczególnych form substancji organicznej w ściekach i pozwala na ocenę ich podatności na oczyszczanie biologiczne, wskazując dodatkowo zanieczyszczenia trudnorozkładalne, zmniejszające efektywność biologicznego oczyszczania ścieków. Dodatkowo podział ogólnego ChZT na frakcje, charakterystyczne dla ścieków dopływających do oczyszczalni, stanowi znaczące osiągnięcie w modelowaniu systemów usuwania związków biogenych i pozwala obliczyć udział poszczególnych form azotu organicznego w ściekach [1].

¹ Badania zostały zrealizowane w oparciu o nakłady finansowe pracy W/WBiIŚ/14/2010.

Celem badań było wyznaczenie frakcji ChZT w surowych ściekach komunalnych z dużym udziałem ścieków z przemysłu spożywczego oraz w ściekach po kolejnych etapach ich mechaniczno-biologicznego oczyszczania.

2. Charakterystyka oczyszczalni ścieków w Sokółce

Mechaniczno-biologiczna oczyszczalnia ścieków w Sokółce, pracująca w układzie sekwencyjnym, oddana do użytku w 1974 roku, zmodernizowana została w 1995 roku. Maksymalna dobowa przepustowość oczyszczalni wynosi 6000 m^3 . Na rysunku 1 przedstawiono schemat technologiczny oczyszczalni ścieków w Sokółce.



Rys. 1. Schemat technologiczny oczyszczalni ścieków w Sokółce [12]

Fig. 1. Technological scheme of wastewater treatment plant (WWTP) in Sokółka

Ścieki surowe dopływają do oczyszczalni z kanalizacji miejskiej, są dowożone w ilości około $200 \text{ m}^3/\text{d}$ do punktów zlewnych zlokalizowanych w części przemysłowej miasta. Punkt zlewny o przepustowości $200 \text{ m}^3/\text{d}$ zblokowany jest z komorą rozdziału i uspokojenia, skąd ścieki surowe przepływają grawitacyjnie do stacji oczyszczania mechanicznego

o wydajności $2 \times 60 \text{ dm}^3/\text{s}$ ($2 \times 5184 \text{ m}^3/\text{d}$). W jej skład wchodzi kraty schodkowe, sita bębnowe, piaskownik przedmuchiwany z rusztem napowietrzającym oraz separator tłuszczów i olejów.

Na kratkach schodkowych i sitach bębnowych usuwane są zanieczyszczenia pływające stałe, w tym włókniste, które następnie są odwadniane w prasie hydraulicznej. Odwodnione i sprasowane skratki w plastikowych workach wywożone są do dalszego unieszkodliwiania na składowisko odpadów. W piaskowniku następuje separacja piasku, ciał pływających i tłuszczów. Mechanicznie oczyszczone ścieki tłoczone są do przepompowni strefowej (zbiornika retencyjnego) o pojemności 1800 m^3 i czasie przetrzymania ścieków 8 h, gdzie następuje uśrednianie składu ścieków. Z przepompowni ścieki przepływają do komór sekwencyjnych biologicznych reaktorów, o pojemności około 1500 m^3 , wysokości 9 m, średnicy 16 m. Cztery porcjowe reaktory SBR zostały wyposażone w urządzenia napowietrzające i mieszające biomasę, działające w układzie kombinowanym (szeregowo-równoległym). Czas trwania pojedynczego cyklu każdego reaktora wynosi 8 godzin, warunki tlenowe zmieniają się w zakresie $1,8 \div 5 \text{ g O}_2/\text{m}^3$, wiek osadu 19 dni, a obciążenie osadu $0,1 \text{ kg BZT}_5/\text{kgsmd}$. W ciągu doby odbywają się trzy cykle, napowietrzane okresowo, w następującej sekwencji faz:

- beztlenowa, anaerobowa faza defosfatacji przy statycznym napełnieniu komory ściekami i wywołanych warunkach beztlenowych, trwająca 1,5 h, czas mieszania wstępnego 0,25 h,
- aerobowa, tlenowa faza utleniania związków węgla organicznego i nityfikacji związków azotowych trwająca 4,5 h,
- niedotleniona anoksyczna faza denityfikacji przy łącznym zespole napowietrzającym 0,5 h,
- sedymentacja osadów trwająca 0,45 h z pomiarem poziomu osadów w komorze,
- przedmuch osadu czynnego 0,25 h,
- dekantacja oczyszczonych ścieków trwająca 0,50 h.

Końcowe fazy cyklu pracy bioreaktora odnoszą się do klarowania i spustu oczyszczonych ścieków w drodze sedymentacji i dekantacji. Sklarowane, oczyszczone ścieki są odprowadzane przy pomocy dekantatorów do odbiornika, którym jest rzeka Sokółda.

Jakość ścieków surowych i oczyszczonych zestawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Jakość ścieków w oczyszczalni ścieków w Sokółce
Table 1. Wastewater quality from WWTP in Sokółka

Parametry jakościowe	Ścieki surowe	Ścieki oczyszcz.	Efekt [%]
Odczyn	7,81	7,48	–
BZT ₅ [mg O ₂ /dm ³]	618,00	5,87	99
ChZT [mg O ₂ /dm ³]	1508,00	60,50	96
Azot ogólny [mg/dm ³]	83,30	3,20	96
Azot amonowy [mg/dm ³]	46,10	0,68	98
Azot azotanowy [mg/dm ³]	0,69	9,64	–
Azot azotynowy [mg/dm ³]	–	0,11	–
Fosfor ogólny [mg/dm ³]	23,00	1,62	93
Zawiesiny ogólne [mg/dm ³]	583,00	13,00	98

Źródło: Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji w Sokółce 2008 r.

Powstający w SBR-ach osad nadmierny poddawany jest procesowi wstępnego zagęszczania w dwóch z trzech komór zagęszczacza grawitacyjnego. Trzecia komora służy do chemicznego strącania fosforanów preparatem PIX. Wstępnie odwodnione osady przepompowywane są na prasę filtracyjno-taśmową, po której uzyskuje się stopień uwodnienia równy 86%, a następnie ulegają procesowi kompostowania.

3. Frakcje ChZT w ściekach

Proces biologicznego usuwania związków organicznych, a zwłaszcza efektywne usuwanie związków azotu, wiąże się z precyzyjnym określeniem składu oczyszczanych ścieków. Decydujący wpływ na usuwanie związków biogenych w biologicznym oczyszczaniu ścieków mają mikroorganizmy. Prawidłowy ich metabolizm zależy od stosunku C:N:P, który powinien wynosić około 20:4:1. Istotne jest, aby każdy z tych pierwiastków występował w formach przyswajalnych dla mikroorganizmów [9].

W celu scharakteryzowania jakości substancji organicznej w ściekach stosowane są powszechnie:

- Biochemiczne Zapotrzebowanie Tlenu (BZT₅) – wskaźnik pozwalający wychwycić substancje rozkładalne w procesach biologicznych,
- Chemiczne Zapotrzebowanie Tlenu (ChZT) – wskaźnik dodatkowo określający substancje biologicznie nierozkładalne
- Ogólny Węgiel Organiczny (OWO) [5].

Jednoczesna analiza w/w parametrów pozwala na porównanie proporcji między substancjami biologicznie rozkładanymi, a substancjami trwałymi w ściekach i sprawdzenie na badanych obiektach ilorazu ChZT/BZT₅. Przyjmuje się, że gdy jego wartość >2,5 to ścieki zawierają dużo substancji niebiodegradowalnych. Wówczas rozkład następuje powoli lub nie zachodzi w ogóle. Jeżeli ChZT/BZT₅ <1,8 zanieczyszczenia są podatne na rozkład biologiczny. Znajomość frakcji ChZT pozwala na szczegółową analizę biodegradowalnych substancji, uwzględniając związki biologicznie rozkładalne i substancje organiczne trudno- lub nierozkładalne. Umożliwia to bardziej dokładną ocenę podatności ścieków na oczyszczanie biologiczne. Analiza taka może być wykorzystywana do określania założeń do projektowania i eksploatacji biologicznych procesów usuwania związków biogenych [9].

Podział ChZT całkowitego ścieków surowych na frakcje: [1, 3, 4, 6, 7, 9, 11]

$$\text{ChZT} = S_S + S_I + X_S + X_I,$$

gdzie:

S_S – ChZT związków organicznych rozpuszczonych, biologicznie łatwo rozkładalnych,

S_I – ChZT związków organicznych rozpuszczonych, biologicznie nierozkładalnych,

X_S – ChZT zawiesin organicznych biologicznie wolno rozkładalnych,

X_I – ChZT zawiesin organicznych biologicznie nierozkładalnych.

W specjacji materii organicznej za pomocą ChZT problem stanowi brak jednorodnej definicji określającej podział zanieczyszczeń na ciała rozpuszczone i zawiesiny. Niektórzy autorzy frakcję koloidalną klasyfikują do zawiesin, a inni do substancji rozpuszczonych. Jedni autorzy podają, że udział procentowy frakcji zawiesinowej w całkowitym ChZT ścieków bytowych, wynosi średnio 65÷79%, a rozpuszczonej 21÷35%. Natomiast zwolennicy przyporządkowania frakcji koloidów do związków rozpuszczonych podają, że udział procentowy zawiesin w całkowitym ChZT ścieków bytowych stanowi średnio około 57%, a koloidów i substancji rozpuszczonych łącznie około 43% [6]. Związki organiczne, biodegradowalne stanowią średnio 60÷80% wszystkich substancji organicznych w ściekach, a niepodatne na biologiczny rozkład – około 20÷40%.

Dane literaturowe informują, że stężenie frakcji rozkładalnych stanowią:

- rozpuszczonej biologicznie łatwo rozkładalnej S_S od 9,0% do 32,0%;
- zawiesinowej biologicznie wolno rozkładalnej X_S od 43,0% do 60,0%.

Uważa się, że materia nierozkładalna, rozpuszczona jak i obecna w zawieszynie stanowi:

- frakcja zawiesin organicznych X_I od 7,0% do 22,0%,
- frakcja nierozkładalna organicznych związków rozpuszczonych S_I od 1,0% do 11,0% [3, 4, 7, 9, 11].

4. Materiał i metodyka badań

Celem pracy było wyznaczenie frakcji ChZT i ich zmian w ściekach komunalnych z dużym udziałem ścieków z przemysłu spożywczego, dopływających do mechaniczno-biologicznej oczyszczalni w Sokółce. Badania przeprowadzono w próbkach ścieków:

- surowych (A),
- po oczyszczaniu mechanicznym (B),
- z poszczególnych faz pracy SBR (C), (D), (E), (F),
- oczyszczonych (G).

Badania prowadzono w 2009 roku, w miesiącach czerwiec, lipiec, sierpień i wrzesień. W każdym miesiącu dokonano 4 poborów próbek ścieków, a zestawione w tabeli 2 i 3 wartości wskaźników ChZT, BZT₅ i OWO są średnią z uzyskanych wyników. Średni dobowy dopływ ścieków surowych do oczyszczalni w analizowanym okresie wyniósł:

- w czerwcu – 3063 m³/d,
- w lipcu – 3322 m³/d,
- w sierpniu – 2961 m³/d,
- we wrześniu – 2543 m³/d,

w tym ścieki przemysłowe stanowiły ponad 33% wszystkich dopływających do oczyszczalni, natomiast ścieki z przemysłu mleczarskiego miały 20% udział w całkowitej objętości ścieków surowych.

Metodyka wyznaczania frakcji ChZT w ściekach została opracowana na podstawie wytycznych ATV-131 [13].

Obliczenia frakcji przeprowadzono w następujący sposób:

Organiczne zanieczyszczenia rozpuszczone S_{ChZT} :

$$S_{\text{ChZT}} = S_s + S_I \text{ [mg O}_2\text{/dm}^3\text{]}$$

gdzie:

S_s – ChZT związków organicznych rozpuszczonych, biologicznie łatwo rozkładalnych,

S_I – ChZT związków organicznych rozpuszczonych, biologicznie nierozkładalnych [11].

W celu określenia S_{ChZT} – oznaczono ChZT ścieków surowych.

Wyznaczenie frakcji rozpuszczonej biologicznie nierozkładalnej S_I polegało na oznaczeniu ChZT próbki ścieków, uprzednio odwirowanych w wirówce przy RMP=3000 obr/min przez 10 min, zdekantowanych, przesączonych przez sącdek membranowy z włókna szklanego (nie zawierający wyflukiwalnych związków organicznych) o porach wielkości 0,45 μm .

Fracja zanieczyszczeń rozpuszczonych biologicznie łatwo rozkładalnych S_s wyznaczona została z różnicy:

$$S_s = S_{\text{ChZT}} - S_I \text{ [mg O}_2\text{/dm}^3\text{]}$$

Frację zanieczyszczeń organicznych wolno rozkładalnych w zawieszynie X_s wyznaczono z równania:

$$X_s = \text{BZT}_c - S_s \text{ [mg O}_2\text{/dm}^3\text{]}$$

gdzie:

BZT_c – BZT całkowite

S_s – ChZT związków organicznych rozpuszczonych, biologicznie łatwo rozkładalnych;

BZT całkowite obliczono na podstawie oznaczonego doświadczalnie BZT_5 ścieków. Kinetyka pierwszej fazy rozkładu BZT, opisana równaniem reakcji I rzędu:

$$\text{BZT}_t = \text{BZT}_c (1 - 10^{-k \cdot t})$$

gdzie:

BZT_t – zapotrzebowanie tlenu po czasie t ,

k – stała szybkości reakcji, d^{-1} , dla substancji zawartych w ściekach bytowych mieści się w przedziale 0,1÷0,3/d, przyjmuje się, że średnia jej wartość wynosi 0,23/d [6],

BZT_c – zapotrzebowanie całkowite tlenu dla I fazy rozkładu [8].

Przyjmując $t=5$ [d] oraz $k=0,23$ [d⁻¹] uzyskano uproszczony wzór:

$$BZT_c = BZT_5 / 0,6$$

Całkowite stężenie substancji organicznych w zawieszynie określono na podstawie zależności podanej w ATV-131 [11]:

$$X_I = A \cdot X_{ChZT}, [\text{mg O}_2/\text{dm}^3]$$

gdzie:

X_{ChZT} – całkowite stężenie substancji organicznych w zawieszynie

$$X_{ChZT} = X_s + X_I$$

A – współczynnik zmieniający się w zakresie od 0,2 do 0,35 w zależności od rodzaju ścieków, względnie czasu zatrzymania ścieków w osadniku wstępnym, dla badanych ścieków przyjęto $A=0,25$.

Dlatego: $X_I = 0,25 \cdot X_{ChZT}$

Podstawiając do równania powyższe zależności stężenie substancji organicznych w zawieszynie obliczono na podstawie:

$$X_{ChZT} = X_s / 0,75 [\text{mg O}_2/\text{dm}^3]$$

Frację zawiesin biologicznie nierozkładalnych X_I określono z różnicy uzyskanych wartości X_{ChZT} i X_s :

$$X_I = X_{ChZT} - X_s [\text{mg O}_2/\text{dm}^3]$$

5. Dyskusja uzyskanych wyników

Wartości ChZT w ściekach podczas kolejnych etapów mechaniczno-biologicznego oczyszczania, a także wartości ChZT po wydzieleniu zanieczyszczeń rozpuszczonych zestawiono w tabeli 2.

Wartość ChZT ścieków surowych w oczyszczalni w Sokółce kształtowała się na poziomie od 837 mg O₂/dm³ podczas czerwcowej serii badawczej do 1414 mg O₂/dm³ (analizy sierpniowe). Średnia wartość ChZT ścieków surowych wynosiła około 1050 mg O₂/dm³, natomiast ścieków oczyszczonych 60 mg O₂/dm³, co wskazuje na 94% efektywność usuwania. W ściekach surowych najwyższą wartość BZT₅ równą 783 mg O₂/dm³ odnotowano podczas serii sierpniowej, zaś w ściekach oczyszczonych BZT₅ kształtowało się na poziomie 19 mg O₂/dm³. Maksymalne

stężenie ogólnego węgla organicznego w ściekach surowych odnotowano w badaniach z sierpnia i wynosiło 281 mg/dm³. W ściekach oczyszczonych stężenie OWO zmieniało się od 14 do 21 mg/dm³ (tabela 3).

Tabela 2. Wartości ChZT [mg O₂/dm³] ścieków z oczyszczalni w Sokółce
Table 2. COD [mg O₂/dm³] in wastewater from WWTP in Sokółka

Punkt poboru	Czerwiec 2009		Lipiec 2009		Sierpień 2009		Wrzesień 2009	
	ścieki		ścieki		ścieki		ścieki	
	*	**	*	**	*	**	*	**
A	837	264	918	300	1414	310	1021	336
B	528	240	694	294	702	340	540	340
C	416	250	369	301	411	305	397	281
D	270	234	304	252	102	94	89	71
E	113	99	231	149	86	74	77	64
F	96	71	116	72	64	55	59	41
G	70	45	66	21	52	23	55	29

* – nie sączone

** – sączone

Tabela 3. Zmiany wartości BZT₅ [mg O₂/dm³] i OWO [mg/dm³] po kolejnych stopniach oczyszczania w Sokółce

Table 3. Changes of values of BOD₅ [mg O₂/dm³] and TOC [mg/dm³] in wastewater from WWTP in Sokółka

Punkt poboru	Czerwiec 2009		Lipiec 2009		Sierpień 2009		Wrzesień 2009	
	ścieki		ścieki		ścieki		ścieki	
	BZT ₅	OWO	BZT ₅	OWO	BZT ₅	OWO	BZT ₅	OWO
A	388	196	501	238	783	281	503	174
B	306	159	413	226	490	264	301	158
C	143	34	117	48	112	56	126	62
D	67	29	54	26	83	24	70	60
E	46	28	53	25	72	21	19	36
F	23	25	39	19	24	15	14	29
G	17	21	29	18	19	14	10	19

Wyznaczone w badaniach wartości frakcji ChZT w ściekach po kolejnych etapach mechaniczno-biologicznego oczyszczania zestawiono w tabeli 4, natomiast ich udział procentowy zestawiono w tabeli 5.

Tabela 4. Frakcje ChZT [$\text{mg O}_2/\text{dm}^3$] w ściekach z oczyszczalni w Sokółce
Table 4. COD fractions [$\text{mg O}_2/\text{dm}^3$] in wastewater from WWTP in Sokółka

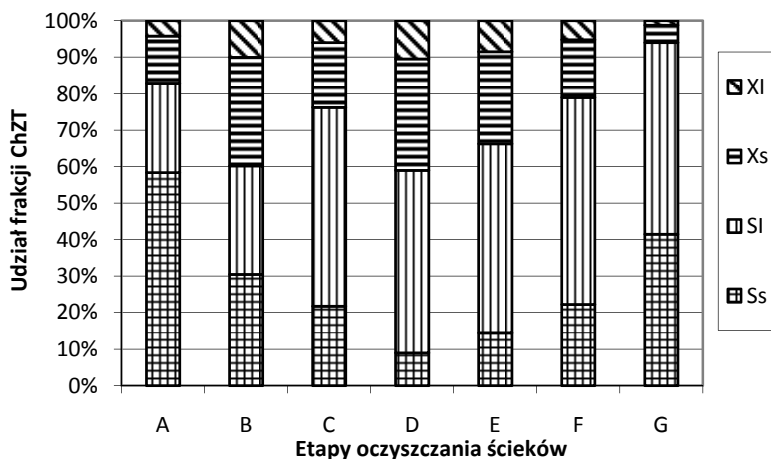
	Czerwiec 2009			Lipiec 2009			Sierpień 2009			Wrzesień 2009						
	Ss	Si	Xs	Xi	Ss	Si	Xs	Xi	Ss	Si	Xs	Xi	Ss	Si	Xs	Xi
A	573	264	74	25	618	300	217	72	1104	310	201	67	685	336	153	51
B	288	240	222	74	400	294	288	96	362	340	455	151	200	340	302	100
C	166	250	72	24	68	301	127	42	106	305	81	27	116	281	94	31
D	36	234	76	25	52	252	38	13	8	94	130	43	18	71	99	33
E	14	99	63	21	82	149	6	2	12	74	108	36	13	64	19	6
F	25	71	13	4	44	72	21	7	9	55	31	10	18	41	5	2
G	25	45	3	1	45	21	3	1	29	23	3	1	13	64	4	1

Tabela 5. Procentowy udział frakcji ChZT [%] w ściekach z oczyszczalni ścieków w Sokółce
Table 5. Percentage share of COD fractions [%] in wastewater from WWTP in Sokółka

	Czerwiec 2009			Lipiec 2009			Sierpień 2009			Wrzesień 2009						
	Ss	Si	Xs	Xi	Ss	Si	Xs	Xi	Ss	Si	Xs	Xi	Ss	Si	Xs	Xi
A	61	28	8	3	51	25	18	6	66	18	12	4	56	27	13	4
B	35	29	27	9	37	27	27	9	28	26	35	11	21	36	32	11
C	32	49	14	5	13	56	23	8	20	59	16	5	22	54	18	6
D	10	63	20	7	15	71	10	4	3	34	47	16	8	32	45	15
E	7	50	32	11	34	62	3	1	5	32	47	16	12	63	19	6
F	22	63	11	4	31	50	15	4	9	52	29	10	27	62	8	3
G	34	61	4	1	64	30	5	1	52	41	5	2	16	78	5	1

Analizując zmiany udziału poszczególnych frakcji ChZT stwierdzono, że w badanych ściekach surowych frakcje biologicznie rozkładalne S_s i X_s stanowiły od 69% (czerwiec, lipiec i wrzesień) do 78% w sierpniu. Frakcja związków organicznych rozpuszczonych, biologicznie łatwo rozkładalnych we wszystkich seriach badawczych miała dominujący udział na poziomie od 51% w lipcu do 66% w sierpniu. Po oczyszczaniu mechanicznym nie uzyskano usunięcia frakcji zawieszin, wręcz przeciwnie zaobserwowano wzrost udziału frakcji X_s i X_I średnio z 17% na 39%. W wyniku procesów biochemicznych zachodzących w reaktorach SBR zaobserwowano wzrost udziału frakcji związków organicznych rozpuszczonych, biologicznie nierozkładalnych S_I z 30% na ponad 50%. Podczas oczyszczania biologicznego zmniejszeniu uległ udział frakcji S_s, który w ściekach po oczyszczaniu mechanicznym kształtował się na poziomie przeszło 30%, w fazie nityfikacji i denityfikacji frakcja S_s stanowiła około 10%. Ścieki oczyszczone charakteryzowały się znacznym (około 90%) udziałem frakcji związków organicznych rozpuszczonych biologicznie łatwo rozkładalnych S_s i nierozkładalnych S_I.

Procentowy udział wyznaczonych frakcji ChZT w ściekach komunalnych z dużym udziałem ścieków z przemysłu spożywczego, po kolejnych etapach mechaniczno-biologicznego oczyszczania jako wartości średnie z wszystkich serii badań przedstawiono na rysunku 2.



Rys. 2. Procentowy udział frakcji ChZT w ściekach z oczyszczalni w Sokółce
Fig 2. Percentage share of COD fractions in wastewater from WWTP in Sokółka

Udział poszczególnych frakcji w całkowitym ChZT ścieków surowych, określony w badaniach własnych w porównaniu z danymi literaturowymi zestawiono w tabeli 6.

Tabela 6. Udział frakcji w całkowitym ChZT ścieków surowych w porównaniu z danymi literaturowymi

Table 6. Share of fractions in total COD of raw wastewater compared with literature

Frakcja	Wyniki własne	Myszograj, Sadecka 2004	Kappeler, Gujer 1992	Henze i in. 1995
	%	%	%	%
S _I	24,5	2,6	7,0÷11,0	8,0÷11,0
X _I	4,3	17,9	7,0÷15,0	11,0÷20,0
S _S	58,5	25,9	10,0÷20,0	24,0÷32,0
X _S	12,7	53,6	53,0÷60,0	43,0÷49,0
Frakcja	Orhon i in. 1997	Myszograj 2005	Pluciennik- Koropczyk 2009	Kalinowska, Oleszkiewicz 2001
	%	%	%	%
S _I	11,0	1,0÷3,0	5,7	8,0÷10,0
X _I	22,0	18,0÷19,0	17,4	15,0
S _S	9,0	22,0÷27,0	24,6	12,5÷25,0
X _S	58,0	54,0÷56,0	52,3	50,0

Wyznaczone wartości frakcji ChZT w ściekach komunalnych z dużym udziałem ścieków z przemysłu spożywczego kształtują się odmiennie niż prezentowane w literaturze [2, 3, 4, 7, 9, 10, 11]. Ze względu na brak jednoznacznej metodyki wyznaczania frakcji ChZT wyniki otrzymywane przy zastosowaniu różnych metod mogą znacznie różnić się. Procentowy udział frakcji związków organicznych biodegradowalnych wyznaczony w badaniach (rozpuszczone (S_S) – 58,5%, w zawiesinie (X_S) – 12,7%) był najbardziej zbliżony do prezentowanego przez Henze i wsp. 1995, gdzie frakcja (S_S) kształtowała się na poziomie 32%, a frakcja (X_S) wynosiła 43% w całkowitym ChZT ścieków surowych. Wyznaczone frakcje związków organicznych, biologicznie nierozkładalnych rozpuszczonych (S_I) i w zawiesinie (X_I) najbardziej korelowały z zakresami podanymi przez Kappeler'a i Gujera 1992.

Wyniki specjacji materii organicznej za pomocą ChZT ścieków komunalnych z dużym udziałem ścieków z przemysłu spożywczego odbiegają w znacznym stopniu od wartości podanych przez Myszograj i Sadecką [9], Orhona i wsp. [10], Myszograj [7], Płuciennik-Koropczuk [11], Kalinowską i Oleszkiewicz [3].

Porównując wyniki własne oraz prezentowane przez autorów [2, 3, 4, 7, 9, 10, 11] stwierdzono, że procentowy udział frakcji ulegających biologicznemu rozkładowi (S_S i X_S) oraz niebiodegradowalnych (S_I i X_I) kształtuje się na bardzo zbliżonym poziomie. Różnice są widoczne rozpatrując poszczególne frakcje: zawiesinową i związków rozpuszczonych.

Udział procentowy poszczególnych frakcji w całkowitym ChZT jest charakterystyczny dla danych ścieków i zależy od udziału ścieków przemysłowych, układu i szczelności kanalizacji, retencji kanałowej, udziału ścieków dowożonych.

7. Wnioski

Analiza wyników badań i obliczeń pozwala na stwierdzenia:

1. Surowe ścieki komunalne z dużym udziałem ścieków z przemysłu spożywczego dopływające do mechaniczno-biologicznej oczyszczalni w Sokółce zawierały ponad 70% frakcji biologicznie rozkładalnych (S_S) i (X_S), decydujących o sukcesie usuwania azotu i fosforu w procesach oczyszczania ścieków.
2. Etap oczyszczania mechanicznego przyniósł efekt odwrotny do oczekiwanego, zwiększając procentowy udział frakcji zawiesinowych biologicznie wolno rozkładalnych (X_S) i nierozkładalnych (X_I).
3. Praca sekwencyjnych reaktorów biologicznych w oczyszczalni ścieków w Sokółce nie wpływa na zmianę udziału rozpuszczonej frakcji związków organicznych biologicznie nierozkładalnych (S_I).
4. Procentowy udział rozpuszczonych i zawiesinowych frakcji biodegradowalnych oraz niepodlegających rozkładowi, w ściekach komunalnych z dużym udziałem ścieków z przemysłu spożywczego odbiega od danych literaturowych.

Literatura

1. **Bever J., Stein A., Teichmann H.:** *Zaawansowane metody oczyszczania ścieków*. Oficyna Wydawnicza Projprzem-EKO Bydgoszcz 1997.
2. **Henze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T., Wentzel M.C, Maras R.:** *Wastewater and biomass characterization for the activated no 2: biological phosphorus removal*. *Wat. Sci. Tech.*, 31, 2, 13-23, 1995.
3. **Kalinowska E., Oleszkiewicz J.:** *Od projektowania do eksploatacji oczyszczalni ścieków. Optymalizacja poprzez symulację i modelowanie*. Charakterystyka ścieków surowych: Nie ma „typowych” ścieków. LEM-tech Konsulting, Warszawa, 2001.
4. **Kappeler J., Gujer W.:** *Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modeling*. *Wat. Sci. Tech.* 25, 6, 125-139, 1992.
5. **Klimiuk E., Łebkowska M.:** *Biotechnologia w ochronie środowiska*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2008.
6. **Lomotowski J., Szpindor A.:** *Nowoczesne systemy oczyszczania ścieków*. Arkady, Warszawa 1999.
7. **Myszograj S.:** *Charakterystyka frakcji ChZT w procesach mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków*. Monografia Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, 32, 873-879, 2005.
8. **Myszograj S.:** *Badania podatności na rozkład biologiczny ścieków bytowo-gospodarczych w warunkach testów laboratoryjnych*. *Przemysł Chemiczny*, 87, 5, 527-530, 2008.
9. **Myszograj S., Sadecka Z.:** *Fracje ChZT w procesach mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków na przykładzie oczyszczalni ścieków w Sulechowie*. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 6, 233-244, 2004.
10. **Orhon D., Ates E., Sözen S., Cokgör E. U.:** *Characterization and COD fractionation of domestic wastewaters*. *Environmental Pollution*, 95, 2, 191-204, 1997.
11. **Płuciennik-Koropczuk E.:** *Fracje ChZT miarą skuteczności oczyszczania ścieków*. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 11-13, 7-8.2009.
12. www.mpwiksokolka.euadres.pl/scieki.htm
13. **Wytyczne ATV-DVWK-A 131P:** *Wymiarowanie jednostopniowych oczyszczalni ścieków z osadem czynnym*. Komentarz, Wydawnictwo Seidel-Przywecki, 2000.

COD Fractions in Municipal Wastewater with Significant Share of Wastewater from Food-processing Industry

Abstract

Processes of biological removal of nitrogen from wastewater requires the presence of organic carbon compounds in the biodegradable or easily hydrolysing form, so it's important to know the forms in which these compounds occur. Determination of COD fractions and their changes, shows the share of individual forms of organic matter in wastewater and allows assessment of their susceptibility to biological treatment, indicating additional pollution hardly degradable, reducing the efficiency of biological wastewater treatment. In addition, the division of total COD into fractions, characteristic of wastewater flowing into wastewater treatment plant, represents a significant achievement in modeling of removal of biogenic compounds systems and allows to calculate the share of individual forms of organic nitrogen in wastewater [1].

The aim of the paper was to determine COD fractions and their variability in municipal wastewater in mechanical-biological wastewater treatment plant (WWTP) in Sokółka. Assessments were carried out in samples of following types of wastewater: raw (A), after mechanical treatment (B), from individual stages of SBR cycle (C), (D), (E), (F) and treated (G).

The study was conducted in 2009, in June, July, August and September. In each month wastewater samples were taken four times, and summarized in Table 2 and 3 values of COD, BOD₅ and TOC are averages of the results.

Metodyka wyznaczania frakcji ChZT w ściekach została opracowana na podstawie wytycznych ATV-131 [13].

Methodology for determination of COD fractions in wastewater was developed on the basis of ATV-131 guidelines [13].

The following COD fractions were determined in wastewater: dissolved easily biodegradable S_s , dissolved non-biodegradable S_i , suspended slowly degradable X_s and suspended non-biodegradable X_i .

About 70% of total COD in the raw wastewater inflowing to the wastewater treatment plant in Sokółka were fractions biologically degradable: suspended X_s and dissolved S_s .

Percentage share of dissolved and suspended biodegradable and non-biodegradable fractions in municipal wastewater with significant share of wastewater from food-processing industry obtained during research is different from data in literature.



Bilans wodny śródleśnego oczka wodnego

Mariusz Korytowski
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

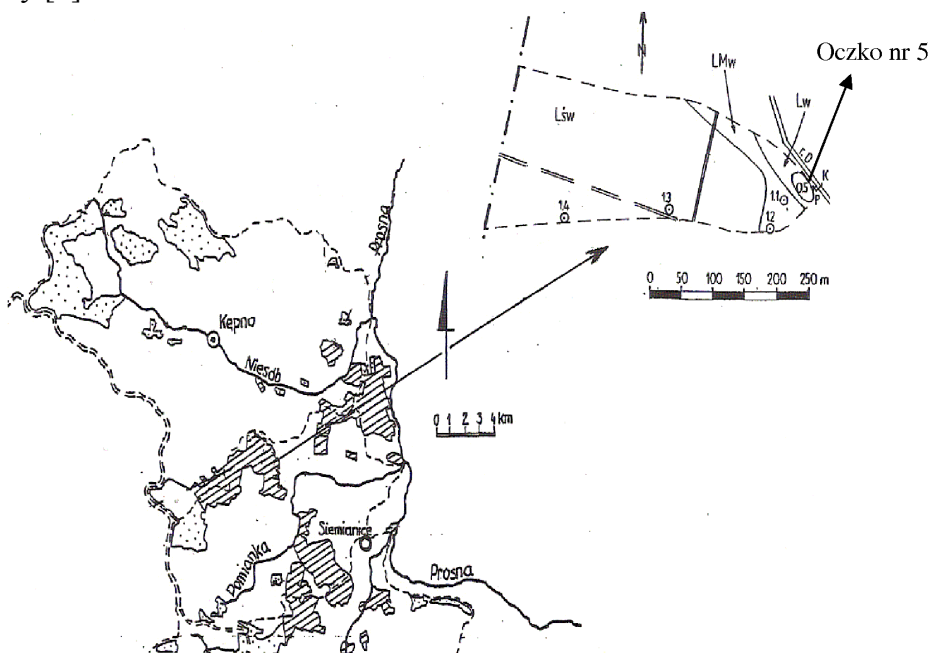
1. Wstęp

Duży wpływ na kształtowanie się zasobów wodnych w zlewniach leśnych mają śródleśne oczka wodne, których wody często w okresach posusznych zasilają wody gruntowe terenów przyległych [4, 5]. Badania wykazały, że niedobory wody mogą występować z coraz większym nasileniem zarówno na terenach użytkowanych rolniczo jak i leśnie. Zmniejszenie tych niedoborów może być realizowane poprzez właściwe gospodarowanie zasobami wodnymi oraz działaniami mającymi na celu ich zwiększenie. W ostatnich latach podejmuje się coraz więcej prac w zakresie wykonywania małych budowli piętrzących na istniejących ciekach, rowach i śródleśnych oczkach wodnych, w celu ograniczenia bezproduktywnego odpływu wody ze zlewni leśnych, a tym samym zwiększenia zasobów wodnych w tych zlewniach, bez negatywnych skutków ekologicznych [6, 7]. Wymaga to jednak poprawnego określenia bilansów wodnych tych terenów, w tym bilansów wodnych śródleśnych oczek wodnych. Takie działania mogą się przyczynić do optymalnego kształtowania gospodarki wodnej na obszarach leśnych, z zachowaniem wymogów ochrony środowiska przyrodniczego.

Celem pracy było określenie bilansu wodnego śródleśnego oczka wodnego intensywnie zasilanego wodami źródłkowymi z terenów przyległych.

2. Materiał i metody

W pracy przedstawiono wyniki badań przeprowadzonych w dwóch latach hydrologicznych 1999/2000 i 2006/2007 w oczku wodnym nr 5 usytuowanym w leśnictwie Laski na terenie Leśnego Zakładu Doświadczalnego Siemianice Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, usytuowanym przy drodze krajowej nr 11 Poznań-Bytom około 15 km na południowy wschód od Kępna (rys. 1). Lasy tego leśnictwa leżą w zasięgu Niziny Południowo-Wielkopolskiej, na Wysoczyźnie Wieruszowskiej, będącej zdenudowną równiną morenową przeciętą biegiem górnej Prosny [3].



Legenda:

- ▨ - lasy Leśnego Zakładu Doświadczalnego, ▤ - lasy pozostałe, = - rów
 ○ - studzienka — - droga ~ - granice zlewni - - - granice typów siedliskowych,
 LMw - las mieszany wilgotny, Lw - las wilgotny, K - kanał hydrometryczny, P - przelew Thomsona

Rys. 1. Lokalizacja śródleśnego oczka wodnego nr 5 w leśnictwie Laski na terenie Leśnego Zakładu Doświadczalnego Siemianice

Fig. 1. Location of pond No. 5 in Laski forestry at Siemianice Forest Experimental Farm

Omawiane tereny leżą w zlewni Pomianki, która jest lewobrzeżnym dopływem Proсны. Zlewnia oczka nr 5 ma powierzchnię około 20 ha i jest w 100% zlewnią leśną, w której przeważają siedliska świeże. Największą powierzchnię zlewni (45%) zajmują gleby brunatne kwaśne typowe o uziarnieniu piasku słabogliniastego. Oczko wodne nr 5, o powierzchni 0,097 ha i głębokości średniej 1,0 m, jest pochodzenia antropogenicznego i jest intensywnie zasilane wodami źródłkowymi z terenów bezpośrednio do niego przyległych. Według informacji miejscowej ludności dawniej był tutaj staw rybny.

Stany wody w oczku mierzono za pomocą zainstalowanej w nim łąty wodowskazowej z częstotliwością co 7 dni. Dodatkowo stany wody były rejestrowane w sposób ciągły za pomocą limnigrafu umieszczonego przy przelewie Thomsona, przez który odpływa nadmiar wody do rowu wychodzącego z omawianego oczka. Przepływy wody na rowie wychodzącym z oczka nr 5 określono z wykorzystaniem krzywej tarowania dla zainstalowanego przelewu [1]. Na podstawie pomierzonych przepływów obliczono odpływy wody z analizowanego oczka.

Zmiany zapasów wody w omawianym oczku obliczono na podstawie zmian stanów wody obserwowanych na początku i końcu analizowanych półroczy hydrologicznych. Parowanie z powierzchni oczka określono na podstawie wzoru Tichomirowa [2]:

$$E = d(15+3v),$$

gdzie:

E – parowanie miesięczne z powierzchni wody (mm),

d – średni miesięczny niedosyt wilgotności powietrza [mmHg],

v – średnia miesięczna prędkość wiatru na wysokości wiatromierza [m/s].

Bilans wodny omawianego oczka scharakteryzowano na podstawie następującego wzoru:

$$P + Hdg = Eo + \Delta Ro + Hps + Hr,$$

gdzie:

P – opad atmosferyczny (mm)

Hdg – dopływ do oczka z terenów przyległych (mm)

Eo – parowanie z powierzchni oczka (mm)

ΔRo – zmiana retencji w oczku (mm),

Hps – niekontrolowana filtracja przez skarpy (mm),

Hr – odpływ z oczka rowem (mm).

W obliczeniach bilansu wartości opadu atmosferycznego skorygowano wprowadzając poprawkę wynikającą ze wzoru Jaworskiego, zalecanego dla warunków Wielkopolski przez Kędziórę [2]:

$$P_s = 1,034 \cdot P_z + 0,484 \cdot N + 4,0,$$

gdzie:

P_s – opad skorygowany (mm),

P_z – opad zmierzony (mm),

N – liczba dni z opadem w miesiącu.

Niekontrolowaną ilość wody filtrującej z oczka nr 5 przez skarpy do pobliskiego rowu melioracyjnego przyjęto, że stanowi ona 20% wartości odpływu mierzonego na przelewie Thomsona. W równaniu bilansowym dla oczka nr 5 ilość wody odpływającej z oczka podano w przeliczeniu na powierzchnię oczka.

3. Wyniki badań

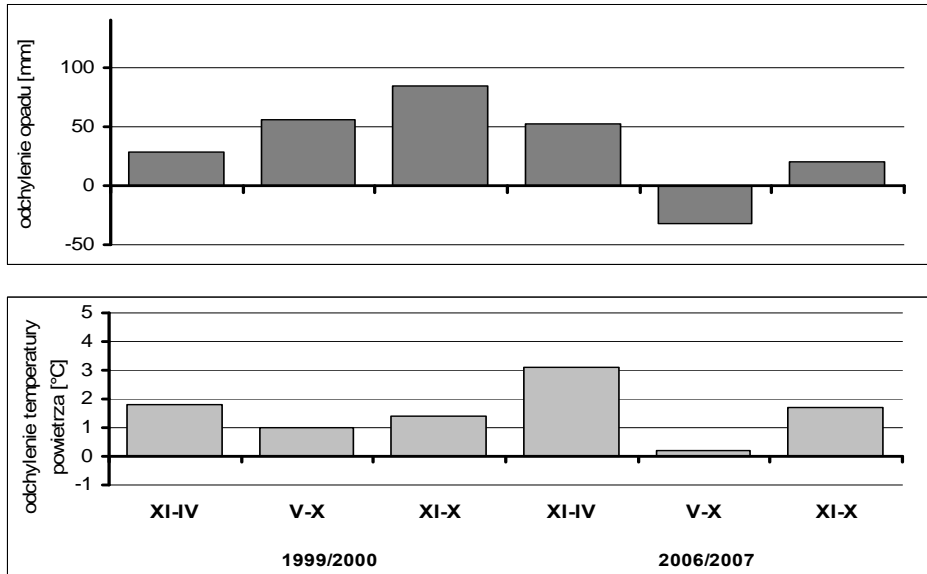
Rok hydrologiczny 1999/2000 był rokiem mokrym i ciepłym, w którym suma opadów była wyższa od średniej z wielolecia o 84 mm, przy temperaturze wyższej od średniej o 1,4°C (rys. 2).

Prawdopodobieństwo wystąpienia takiej sumy opadów łącznie z wyższymi wynosi 18%, czyli jeden raz na około sześć lat. Półrocze zimowe tego roku miało opady wyższe od średniej z wielolecia o 28 mm, przy temperaturze wyższej od średniej o 1,8°C. Najwyższa miesięczna suma opadów (88 mm) wystąpiła w omawianym półroczu w marcu, a najniższa (21 mm) w kwietniu.

W półroczu letnim 2000 suma opadów wyniosła 406 mm i była wyższa od średniej z wielolecia o 56 mm a średnia temperatura powietrza wyniosła 16,5°C i była wyższa od średniej o 1,0°C. Największa miesięczna suma opadów wystąpiła w omawianym półroczu w lipcu i wyniosła 95 mm a najmniejsza, wynosząca 16 mm w październiku.

Drugi analizowany rok hydrologiczny 2006/2007 był rokiem średnim i ciepłym. Suma opadów w tym roku wyniosła 580 mm i była większa od średniej z wielolecia o 20 mm. Prawdopodobieństwo wystąpienia takiej sumy opadów, łącznie z wyższymi wynosi 45% czyli jeden raz na około 2 lata. Natomiast średnia temperatura powietrza wyniosła w omawianym roku 10,7°C i była wyższa od średniej o 1,7°C. Półrocze

zimowe tego roku było mokre i bardzo ciepłe, gdyż suma opadów wyniosła w tym półroczu 262 mm i była wyższa od średniej z wielolecia o 52 mm, przy średniej temperaturze powietrza wynoszącej 5,5°C, wyższej od średniej z wielolecia o 3°C. Największa miesięczna suma opadów w tym półroczu, wynosząca 69 mm, wystąpiła w styczniu, a najmniejsza (2 mm) w kwietniu.



Rys. 2. Półroczne i roczne odchylenia sum opadów atmosferycznych i temperatur powietrza w latach 1999/2000 i 2006/2007 od średnich z wielolecia 1974-2006

Fig. 2. Half-year and year deviations of precipitation sums and temperature in 1999/2000 and 2006/2007 hydrological years from averages of multiyear 1974-2000

Natomiast półrocze letnie 2007 było średniosuche, gdyż suma opadów była niższa od średniej z wielolecia o 32 mm, przy zbliżonej do średniej temperaturze powietrza. Największa miesięczna suma opadów wystąpiła w tym półroczu w lipcu i wyniosła 95 mm, a najniższa, wynosząca 15 mm, w październiku.

W omawianych latach hydrologicznych śródlęsnego oczka wodnego nr 5, ze względu na intensywne zasilanie wodami źródłkowymi z terenów

przyległych i stały odpływ wody z oczka, charakteryzowało się niewielką zmiennością stanów wody. Rzędne stanów wód gruntowych w przyległych siedliskach leśnych, przez cały omawiany okres badań znajdowały się powyżej rzędnych stanów wody w oczku i intensywnie je zasilają.

Analizując charakterystyczne stany wody i przepływy na rowie wychodzącym z omawianego oczka można stwierdzić, że w półroczu zimowym 1999/2000 minimalny stan wody wystąpił w tym oczku w ostatniej dekadzie grudnia i wyniósł 42 cm. Odpowiadający temu stanowi przepływ kształtował się na poziomie 3,12 l/s (tab. 1).

Tabela 1. Charakterystyczne stany wody w oczku nr 5 i przepływy na rowie wychodzącym z tego oczka w półroczach zimowych, letnich i latach hydrologicznych 1999/2000 i 2006/2007

Table 1. Characteristic water levels in pond No. 5 and flows at ditch coming out from this pond in winter and summer half-years and hydrological years 1999/2000 and 2006/2007

Okres	Stan wody (cm)			Przepływ (l/s)		
	min.	średni	maks.	min.	średni	maks.
1999/2000						
XI-IV	42,0	42,2	42,4	3,12	3,31	3,51
V-X	42,1	42,3	42,5	3,21	3,41	3,61
XI-X	42	42	42,5	3,12	3,36	3,61
2006/2007						
XI-IV	40	41	43,6	1,72	2,11	4,93
V-X	40,6	40,8	42,4	2,07	2,18	3,51
XI-X	40	40,9	43,6	1,72	2,15	4,93

Natomiast maksymalny stan wody w oczku (42,4 cm), wystąpił w analizowanym półroczu zimowym pod koniec marca, przy przepływie wynoszącym 3,51 l/s. Można stwierdzić, że różnica pomiędzy stanem maksymalnym w oczku a minimalnym w analizowanym półroczu była bardzo niewielka i wyniosła 0,4 cm. Średni stan wody w tym półroczu, kształtował się w omawianym oczku nr 5 na poziomie 42,2 cm a przepływ osiągnął wartość 3,31 l/s.

W półroczu letnim 1999/2000, w którym suma opadów przekroczyła średnią z wielolecia o 56 mm, stany wody w analizowanym oczku nr 5 również charakteryzowały się niewielką zmiennością. Stan minimal-

ny wynoszący w tym półroczu 42,1 cm, przy przepływie 3,21 l/s, wystąpił na początku czerwca. Natomiast stan maksymalny, kształtujący się na poziomie 42,5 cm i przepływ osiągający wartość 3,61 l/s stwierdzono w oczku nr 5 na początku lipca. W omawianym półroczu letnim różnica pomiędzy stanem maksymalnym a minimalnym, była taka sama jak w półroczu zimowym i wyniosła 0,4 cm. Stan średni w analizowanym półroczu był tylko o 0,1 cm większy od stanu średniego z półrocza zimowego a przepływ osiągnął wartość 3,1 l/s.

W całym analizowanym roku hydrologicznym 1999/2000 różnica pomiędzy maksymalnym a minimalnym stanem wody w oczku nr 5 wyniosła 0,5 cm. Średni w tym roku stan wody w oczku osiągnął wartość 42 cm przy przepływie wynoszącym 3,36 l/s (tab.1).

W półroczu zimowym drugiego analizowanego roku badań 2006/2007 minimalny stan wody w oczku nr 5 (40 cm), przy przepływie wynoszącym 1,72 l/s (tab.1), wystąpił na początku trzeciej dekady grudnia. Natomiast stan maksymalny wynoszący 43,6 cm i przepływ 4,93 l/s stwierdzono w omawianym oczku na początku lutego. Duży wpływ na taką sytuację miały dodatkowo temperatury powietrza, które wystąpiły w pierwszej dekadzie tego miesiąca. Można stwierdzić, że różnica pomiędzy stanem maksymalnym a minimalnym w omawianym półroczu zimowym wyniosła 3,6 cm i była wyższa od poprzedniego omawianego półrocza zimowego 2000 o 3,2 cm. Średni stan wody w tym półroczu wyniósł 41 cm, przy przepływie kształtującym się na poziomie 2,1 l/s.

W półroczu letnim 2007 maksymalny stan wody w oczku nr 5 wynoszący 42,4 cm i przepływ 3,51 l/s wystąpił w pierwszych dniach czerwca. Natomiast minimalny stan wody wynoszący 40,6 cm i przepływ kształtujący się na poziomie 2,07 l/s stwierdzono w oczku nr 5 pod koniec drugiej dekady tego miesiąca. Różnica pomiędzy stanem maksymalnym a minimalnym w tym półroczu wyniosła 1,8 cm i o 1,4 cm była wyższa od tej wielkości z poprzedniego omawianego półrocza letniego. Analizując w omawianym półroczu średnie wartości stanów wody i przepływów na rowie wychodzącym z oczka nr 5 można stwierdzić, że wyniosły one odpowiednio 40,8 cm i 2,18 l/s (tab. 1). W całym omawianym roku hydrologicznym 2006/2007 średni stan wody w badanym śródleśnym oczku wodnym nr 5 wyniósł 40,9 cm a przepływ kształtował się na poziomie 2,15 l/s.

Można stwierdzić, że niewielka zmienność stanów wody w oczku wodnym nr 5, wynikająca z źródłiskowego zasilania i stały odpływ wody do pobliskiego rowu melioracyjnego w dużej mierze stabilizująco wpływały na zasoby wodne w zlewni tego oczka. Przejawiało się to zasadniczo stabilnością przepływów w omawianych latach 1999/2000 i 2006/2007 różniących się pod względem charakterystyk hydrologicznych.

Analizując bilans wodny oczka nr 5 w poszczególnych półroczach omawianych lat można stwierdzić, że w półroczu zimowym 1999/2000 zasadniczym czynnikiem decydującym o przychodach był dopływ do oczka z terenów przyległych wynoszący 67018 mm (tab. 2).

Tabela 2. Bilans wodny śródlésnego oczka wodnego nr 5 w półroczach zimowych, letnich i latach hydrologicznych 1999/2000 i 2006/2007
Table 2. Water balance of forest pond No. 5 in winter and summer half-years and hydrological years 1999/2000 and 2006/2007

Okres	P (mm)	Hdg (mm)	Eo (mm)	ΔR_o (mm)	Hps (mm)	Hr (mm)
1999/2000						
XI-IV	309	67018	128	-4	11200	56003
V-X	472	67582	379	-4	11280	56399
2006/2007						
XI-IV	326	40856	264	-2	6803	34117
V-X	378	42841	345	-1	7146	35729

P – opad atmosferyczny (mm), Hdg – dopływ do oczka z terenów przyległych (mm), Eo – parowanie z powierzchni oczka (mm), ΔR_o – zmiana retencji w oczku (mm), Hps – niekontrolowana filtracja z oczka przez skarpy (mm), Hr – odpływ z oczka rowem (mm)

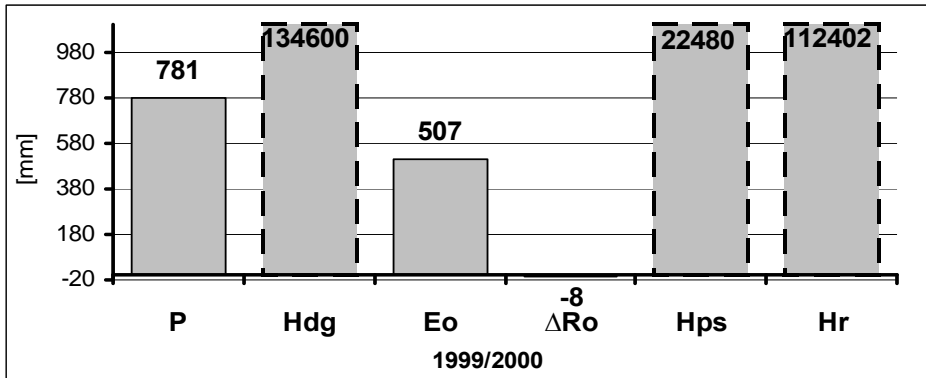
Natomiast po stronie rozchodów decydującą w bilansie rolę odgrywał odpływ z oczka rowem, kształtujący się na poziomie 56003 mm oraz niekontrolowana filtracja z oczka przez skarpy (11200 mm). Podobna sytuacja wystąpiła w półroczu letnim omawianego roku, w którym dopływ do omawianego oczka z terenów przyległych wyniósł 67582 mm i w największym stopniu decydował o bilansie po stronie przychodów. Po stronie rozchodów największy wpływ na bilans miał odpływ z oczka do pobliskiego rowu melioracyjnego oraz niekontrolowana filtracja przez skarpy, wynoszące odpowiednio 56399 mm i 11280 mm. Można stwierdzić, że zarówno w półroczu zimowym jak i letnim analizowanego roku

opady atmosferyczne po stronie przychodów oraz parowanie z powierzchni oczka i zmiany retencji po stronie rozchodów nie miały istotnego wpływu na bilans wodny śródleśnego oczka wodnego nr 5.

Także w półroczu zimowym 2006/2007 o przychodach w bilansie wodnym oczka nr 5 decydował dopływ do oczka z terenów przyległych wynoszący 40856 mm (tab. 2). Po stronie rozchodów największy wpływ na bilans miał odpływ z oczka rowem (34117 mm) i niekontrolowana filtracja z oczka przez skarpy (6803 mm). Natomiast w półroczu letnim 2007 dopływ do oczka nr 5 z terenów przyległych wyniósł 42841 mm i podobnie jak w poprzednich analizowanych półroczach był w największej mierze równoważony w równaniu bilansowym przez odpływ z oczka rowem (35729 mm) i niekontrolowaną filtrację przez skarpy (7146 mm). Można zauważyć, że podobnie jak w pierwszym analizowanym roku badań, również w półroczach zimowym i letnim roku 2006/2007 zarówno opady atmosferyczne, jak i parowanie z powierzchni oczka oraz zmiany retencji w oczku nie miały wpływu na bilans wodny oczka nr 5.

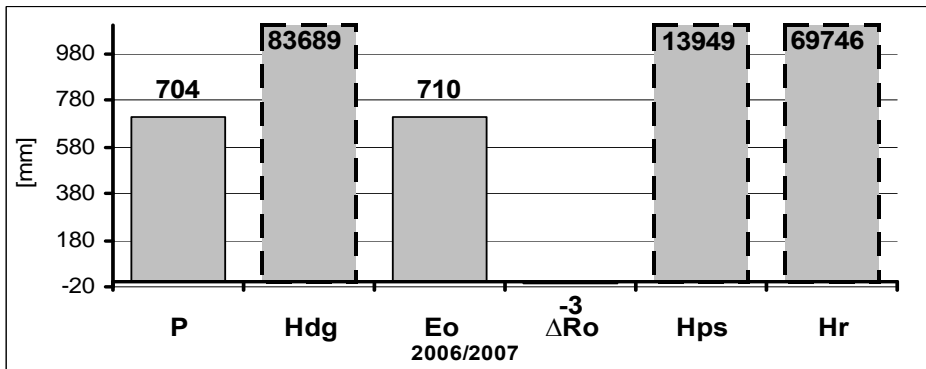
Również w odniesieniu do całych badanych lat hydrologicznych można stwierdzić, że największy wpływ na bilans wodny oczka nr 5 po stronie przychodów miał dopływ do oczka z terenów przyległych a po stronie rozchodów odpływ z oczka rowem oraz niekontrolowana filtracja przez skarpe. W mokrym roku hydrologicznym 1999/2000 dopływ do oczka z terenów przyległych wyniósł 134600 mm a odpływ z oczka rowem i niekontrolowana filtracja przez skarpe osiągnęły wartości odpowiednio 112402 mm i 22480 mm (rys. 3).

W średnim pod względem sumy opadów i ciepłym roku 2006/2007 te same wielkości co w pierwszym analizowanym roku (1999/2000) decydowały o bilansie wodnym oczka nr 5 zarówno po stronie przychodów jak i rozchodów, jednak były one mniejsze średnio o 40% (rys. 4).



Rys. 3. Bilans wodny śródleśnego oczka wodnego nr 5 w roku hydrologicznym 1999/2000 (oznaczenia jak w tabeli 2)

Fig. 3. Water balance forest pond No. 5 in 1999/2000 hydrological year (symbols like in table 2)



Rys. 4. Bilans wodny śródleśnego oczka wodnego nr 5 w roku hydrologicznym 2006/2007 (oznaczenia jak w tabeli 2)

Fig. 4. Water balance of forest pond No. 5 in 2006/2007 hydrological year (symbols like table 2)

Wnioski

1. Przeprowadzone badania wykazały, że analizowane śródleśne oczko wodne nr 5 charakteryzowało się niewielką zmiennością stanów wody i odpływów rejestrowanych na rowie wychodzącym z oczka. Ilość wody odpływającej z tego oczka jest równoważona przez dopływ źródliskowy.
2. W półroczach zimowych omawianych lat minimalne stany wody w oczku osiągały wartości 42 cm i 40 cm a odpowiadające tym stanom przepływy kształtowały się na poziomie 3,12 l/s i 1,72 l/s. Natomiast stany maksymalne wahały się w analizowanych półroczach zimowych od 42,4 cm, półroczu 1999/2000 do 43,6 cm w półroczu 2006/2007, przy przepływach wynoszących odpowiednio 3,51 l/s i 4,93 l/s.
3. Uzyskane wyniki badań wykazały, że również w półroczach letnich omawianych lat wystąpiły niewielkie różnice pomiędzy maksymalnym a minimalnym stanem wody w analizowanym oczku.
4. Przeprowadzone obliczenia bilansu wodnego oczka nr 5 wykazały że zarówno w półroczach zimowych analizowanych lat jak i w półroczach letnich zasadniczym elementem decydującym o przychodach wody był dopływ z terenów przyległych. Natomiast po stronie rozchodów największe znaczenie w bilansie wodnym tego oczka miał odpływ z oczka rowem oraz niekontrolowana filtracja przez skarpy stanowiąca 20% tego odpływu.
5. Stwierdzono, że także w odniesieniu do całych badanych lat hydrologicznych największy wpływ na bilans wodny oczka nr 5 po stronie przychodów miał dopływ do oczka z terenów przyległych a po stronie rozchodów odpływ z oczka rowem oraz niekontrolowana filtracja przez skarpe. Natomiast sumy opadów atmosferycznych, jak i parowanie z powierzchni oczka oraz zmiany retencji w oczku nie miały wpływu na bilans wodny tego oczka.

Literatura

1. **Dąbkowski Sz., Jędryka E., Kaca E., Kovalenko Petr J., Calyj Boris L., Michajlov Jurij A.:** *Urządzenia i budowle do pomiaru przepływu wody w systemach wodno-melioracyjnych*. Biblioteczka wiadomości IMUZ 91, Falenty, 1997.
2. **Kędziora A.:** *Podstawy agrometeorologii*. PWRiL, ss. 364, Poznań, 1995.
3. **Kondracki J.:** *Geografia Fizyczna Polski*. Wyd. III, PWN, Warszawa, 1978.
4. **Korytowski M., Szafrąński Cz., Liberacki D., Stasik R.:** *Wpływ śródlęśnego oczka wodnego na uwilgotnienie gleby w przyległym siedlisku leśnym*. Zesz. Nauk. Politechniki Koszalińskiej, Seria: Inżynieria Środowiska Nr 23, 681-694, 2007.
5. **Kosturkiewicz A., Szafrąński Cz., Czopor St., Korytowski M., Stasik R.:** *Związki stanów wód w śródlęśnych oczkach wodnych ze stanami wód gruntowych w przyległych siedliskach leśnych*. Konferencja Naukowa „Funkcjonowanie geosystemów w zróżnicowanych warunkach morfo-klimatycznych – monitoring, ochrona, edukacja”, Poznań, 237-250, 2001.
6. *Ochrona Środowiska*. Wyd. GUS, Warszawa, 2006.
7. *Prawo Wodne*. (Dz. U. 2001.115.1229 z dnia 11 października 2001 z późniejszymi zmianami z dnia 3.06.2005 r.).

Water Balance of Forest Pond

Abstract

The paper presents the results of research carried in 1999/2000 and 2006/2007 hydrological years in catchment of forest pond No. 5. The pond is located at Siemianice Experimental Forest Farm (National Road no. 11 Poznań – Bytom, about 15 km south-east from Kępno – Laski Forestry) of Poznań University of Life Sciences. The forests of this forestry are within range of Nizina Południowo-Wielkopolska, on Wysoczyzna Wieruszowska, which is differential morainic plain, cut with the river Prosna headwaters.

Hydrological year 1999/2000, in which precipitation was 84 mm higher than average multiyear precipitation, was a wet year. Second period, hydrological year 2006/2007 was medium-wet, as precipitation was 20 mm higher than average multiyear precipitation. Area of the pond's catchment is about 20 ha and it's an afforested catchment, with predominance of fresh habitats, where 104 years old pine is predominant species of tree stand. The soil covering the largest area is dear brown soil, and the most common type of soil is loamy sand, covering silty clay deposits.

The pond No. 5 – area about 0.097 ha, average depth 1.0 m – is intensively supplied by spring waters from adjacent areas. Excess water leaves the pond through Thomson's overflow to the nearest drainage ditch. According to the information from the local residents, the pond No. 5 used to be a fish pond before the Second World War.

Water balance of mentioned pond was calculated according to formula:

$$P+Hdg=Eo+\Delta Ro+Hps+Hr,$$

where:

P – precipitation (mm),

Hdg – inflow to pond from adjacent areas (mm),

Eo – evaporation from pond surface (mm),

ΔRo – change of retention in pond (mm),

Hps – uncontrolled filtration through banks (mm),

Hr – outflow from pond through the ditch (mm).

The balance equation assumes, that the uncontrolled amount of water filtrating from pond No. 5 through banks (Hps) to the ditch is 20% of the outflow value, measured in Thomson's overflow. Amount of water flowing out from the pond (Hr) is given considering the pond's surface.

Small variability of the water level and outflows registered on the dispatch was characteristic for pond No. 5. Especially during summer half-years differences between minimal and maximal level of water were the smallest.

Analyses, carried in researching period, show, that water balance of pond No. 5 was mostly impacted in a large extend by inflows to the pond from adjacent areas (side of incomes) and by outflow from the pond through the ditch and uncontrolled filtration through banks (side of outcomes).

Neither precipitation nor evaporation from the pond's surface or changes of the retention in the pond had influence on water balance of pond No. 5.

It was found, that the small variability of water level in pond No. 5, caused by the supply from ground waters, and constant outflow of water to the nearest ditch had stabilizing influence on the water resources of the pond. This can be noticed while analyzing water flows in years 1999/2000 and 2006/2007, which were different considering hydrological characteristics, however the values of water flows were stable.



Badania nad elektrolitycznym wspomaganie procesu denitryfikacji w biologicznym złożu tarczowym

*Joanna Rodziewicz, Urszula Filipkowska, Katarzyna Sominka
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*

1. Wprowadzenie

Złoża tarczowe to jedno z rozwiązań złożeń biologicznych, w których błona biologiczna rozwija się na szeregu obracających się współosiowo tarcz, częściowo lub całkowicie zanurzonych w ściekach (ruch obrotowy tarcz zapewnia z jednej strony dostarczenie tlenu z powietrza, z drugiej pobór przez biomasę substratów ze ścieków). Najczęściej urządzenia te wykorzystywane są do utleniania związków węgla i wysoko efektywnej nitryfikacji. Z przeglądu piśmiennictwa wynika, że wciąż jest jeszcze niewiele rozwiązań technologiczno-technicznych umożliwiających skuteczne usuwanie w tych urządzeniach związków azotu. Powszechnie stosowanym rozwiązaniem są układy, w których na częściowo zanurzonych tarczach zachodzi nityfikacja, podczas gdy na tarczach zanurzonych całkowicie – denitryfikacja [15, 17]. Innym rozwiązaniem jest wprowadzenie do biomasy błony biologicznej bakterii *Paracoccus denitrificans* (dawniej *Thiosphaera pantotropha*) zdolnej do symultanicznej heterotroficznej nityfikacji i aerobowej denitryfikacji [3, 4]. Organizmy te w procesie oddychania jako ostateczne akceptory elektronów mogą wykorzystywać symultanicznie azotany i tlen, co przyczynia się do

zwiększenia szybkości wzrostu tych mikroorganizmów [16]. Inną możliwością jest prowadzenie na biologicznych złożach tarczowych procesów Anammox (anaerobowe utlenianie azotu amonowego) [2, 6, 13] i CANON (całkowite autotroficzne usuwanie związków azotu przez azotyny) w warunkach ograniczonej zawartości związków węgla w oczyszczanych ściekach [2, 14, 20]. Hippen i wsp. [7], Helmer i Kunst [57] oraz Helmer i wsp. [6] udokumentowali występowanie aerobowej deamonifikacji w procesie wstępnego oczyszczania odcieków z wysypiska śmieci w Mechernich (Niemcy) przy wykorzystaniu biologicznych złożów tarczowych. Podejmowane są próby łączenia biologicznych złożów tarczowych z sekwencyjnymi biologicznymi reaktorami (SBR) – sekwencyjny biologiczny reaktor z błoną biologiczną (SBBR). Główną korzyścią SBBR jest możliwość prowadzenia tlenowego usuwania związków organicznych, nityfikacji i denityfikacji w jednym reaktorze pracującym w 5-fazowym cyklu [10].

Kolejnym korzystnym rozwiązaniem może być zastosowanie zjawiska przepływu prądu elektrycznego na biologicznych złożach tarczowych. W niektórych gałęziach przemysłów takich jak: wytrawianie metali, produkcja nawozów sztucznych czy produkcja materiałów wybuchowych powstają ścieki o dużym stężeniu azotanów V, a małym stężeniu związków organicznych [19]. Do procesu denityfikacji tego rodzaju ścieków konieczne jest dodawanie zewnętrznego źródła donora elektronów, jakim może być gazowy wodór, którego zaletą jest niska rozpuszczalność i brak konieczności wtórnego usuwania jego nadmiaru. Sakakibara i wsp. [11, 12] zaproponowali bio-elektrochemiczny reaktor, w którym denityfikacyjna błona biologiczna jest unieruchomiona na katodzie, na powierzchni której, w wyniku elektrolizy wody, powstaje gazowy wodór wykorzystywany do redukcji azotanów.

Z przeglądu piśmiennictwa wynika, że wciąż jest niewiele skutecznych rozwiązań technologiczno-technicznych umożliwiających usuwanie związków azotu na biologicznych złożach obrotowych. Dlatego podjęto badania nad połączeniem procesów elektrochemicznych, powstających podczas przepływu prądu elektrycznego w środowisku ściekowym, z procesami biologicznymi, zachodzącymi na biologicznym złożu tarczowym. Krzemieniewski i Rodziewicz [8] prowadzili badania nad połączeniem procesów elektrochemicznych, powstających podczas przepływu prądu elektrycznego w środowisku ściekowym, z procesami bio-

logicznymi, zachodzącymi na biologicznym złożu tarczowym. W założeniach technologicznych przyjęto, że podczas przepływu prądu elektrycznego nastąpi proces usuwania azotu, ponieważ na powierzchni katody w procesie elektrolizy wody powstaje gazowy wodór, który wykorzystywany jest jako źródło donora elektronów przez mikroorganizmy autotroficzne w procesie denitryfikacji. W omawianym układzie zachodził proces symultanicznej nityfikacji i denitryfikacji dzięki tworzeniu obszarów aerobowych i anoksycznych. Środowisko anoksyczne powstawało w głębszych obszarach aerobowej błony biologicznej z powodu ograniczenia penetracji tlenu.

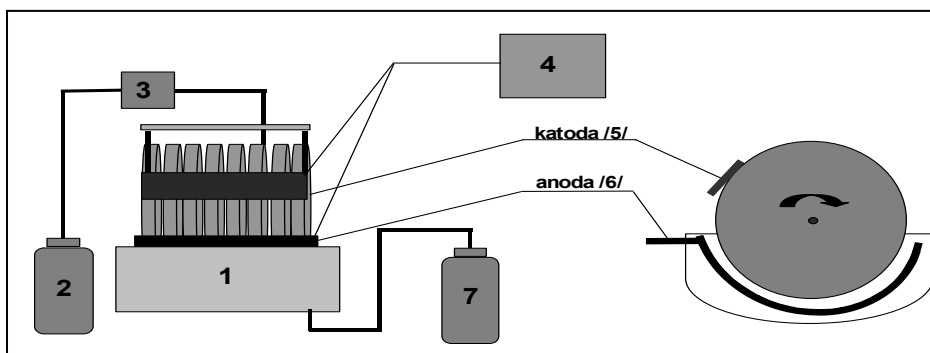
Celem badań było określenie efektywności procesu elektrolitycznie wspomaganą denitryfikacji w czterostopniowym biologicznym złożu tarczowym przy zmiennym stosunku $\text{ChZT}/\text{N}_{\text{og}}$.

2. Metodyka badań

2.1. Stanowisko badawcze

Badania wpływu prądu elektrycznego na efektywność oczyszczania ścieków prowadzone były na dwóch biologicznych złożach tarczowych. Złoża te składały się z czterech sekcji. Każdą sekcję tworzył pakiet tarcz zamocowanych współosiowo na poziomym wale o długości 0,52 m. Każdy pakiet zbudowany był z ośmiu tarcz. W warunkach konwencjonalnych, czyli bez przepływu prądu, tarcze wykonane były z tworzywa sztucznego (złoża tarczowe I), natomiast w przypadku przepływu prądu, były wykonane ze stali nierdzewnej (złoża tarczowe II); średnica każdej tarczy miała 0,24 m. Całkowita powierzchnia czynna jednego złoża wynosiła 2,88 m². Tarcze obracały się za pomocą silnika elektrycznego z prędkością 9 obr./min. Gęstość zastosowanego prądu wyniosła 14 mA/m².

W komorze złoża tarczowego II zainstalowano anodę wykonaną z aluminium. Katodę natomiast stanowiły tarcze z unieruchomioną błoną biologiczną. Anodę i katodę podłączono izolowanymi przewodami do prostownika umożliwiającego utrzymanie wymaganego natężenia prądu elektrycznego w złożu tarczowym II (rys. 1). Kiedy przez złoża tarczowe II przepływał prąd elektryczny, na powierzchni elektrod zachodziła elektroliza wody i powstawał gazowy tlen i wodór, niezbędne odpowiednio w procesie nityfikacji i denitryfikacji.



Rys. 1. Schemat stanowiska badawczego; 1 – tarczowe złoże biologiczne, 2 – zbiornik ścieków surowych, 3 – pompa perystaltyczna, 4 – źródło prądu elektrycznego, 5 – katoda, 6 – anoda, 7 – zbiornik ścieków oczyszczonych

Fig. 1. Diagram of experimental stand; 1 – rotating biological contactor, 2 – raw wastewater tank, 3 – peristaltic pump, 4 – a source of electric current, 5 – cathode, 6 – anode, 7 – treated wastewater tank

Badania prowadzono w dwóch etapach, w których obciążenie powierzchni tarcz ładunkiem zanieczyszczeń organicznych wynosiło $5,0 \text{ g ChZT/m}^2 \cdot \text{d}$. W pierwszym etapie stosunek zanieczyszczeń organicznych wyrażonych jako ChZT do azotu ogólnego w dopływie do reaktora wyniósł 12. W drugim etapie stosunek ChZT do azotu ogólnego w ściekach doprowadzanych do reaktora wyniósł 6. Parametry biodegradacji związków organicznych wyrażonych ChZT i azotu w błonie biologicznej oraz efektywność procesów jednostkowych usuwania związków azotowych i organicznych przedstawione zostały w pracy Krzemieniewski i Rodziewicz [8].

2.2 Charakterystyka ścieków

Do badań użyto ścieki syntetyczne wykonane według metody Weinbergera (PN-87/C-04616/10), których skład podano w tabeli 1.

W ściekach dopływających i oczyszczonych wykonywano pomiary następujących wskaźników zanieczyszczeń:

- stężenie związków organicznych wyrażonych wartością ChZT metodą dwuchromianową [PN-74/C-04578/03],
- stężenie azotu ogólnego Kjeldahla [PN-73/C-04576/12],

- stężenie azotu amonowego metodą kolorymetryczną [PN-73/C-04576/01],
- stężenie azotanów III metodą kolorymetryczną [PN-73/C-04576/06],
- stężenie azotanów V metodą kolorymetryczną [PN-73/C-04576/08],
- pH i temperaturę za pomocą miernika pH 340/ION.

Tabela 1. Skład ścieków syntetycznych
Table 1. Synthetic wastewater composition

Wskaźnik	Wartość	
	I etap	II etap
BZT ₅ [mg O ₂ /dm ³]	267,8	267,8
ChZT [mg O ₂ /dm ³]	357,0	357,0
Azot ogólny [mg N _{og} /dm ³]	29,8	59,5
Fosfor ogólny [mg P _{og} /dm ³]	13,4	13,4
Ortofosforany [mg P-PO ₄ /dm ³]	10,9	10,9
Odczyn [pH]	7,3	7,3

3. Omówienie i dyskusja wyników badań

W doświadczeniu badano wpływ przepływu prądu elektrycznego na efektywność oczyszczania ścieków. Każdy z dwóch etapów doświadczenia prowadzony był w warunkach konwencjonalnych, przy braku przepływu prądu elektrycznego, oraz w warunkach przepływu prądu elektrycznego o gęstości 14 mA/m². Okres wpracowywania obu złóż trwał sześć tygodni.

Przy stosunku ChZT/N_{og} wynoszącym 12 efektywność nityfikacji na złożu 1 oraz 2 wyniosła odpowiednio 92,65±8,3% i 92,79±7%. Najwyższa sprawność na złożu 1 wyniosła 97,82%, a najniższa 64,94%, natomiast przy przepływie prądu o gęstości 14,0 mA/m² na złożu 2 najwyższa sprawność wynosiła 97,62%, a najniższa 70,48%.

Efektywność denitryfikacji w warunkach konwencjonalnych wyniosła 53,35±12,97%, natomiast na złożu, w którym przepływał prąd, równa była 58,91±13,58%. Najwyższa wartość w pierwszym przypadku wyniosła 77,22%, a najniższa 28,2%, w drugim zaś kolejno 85,63% i 38,69%.

W układzie konwencjonalnym stężenie utlenionego azotu amonowego wyniosło $27,77 \pm 2,68$ mg N/dm³ (Rys. 2). Na początku badań zanotowano najniższe stężenie azotu utlenionego oraz stężenie azotanów (III i V), które wyniosły odpowiednio $19,36$ mg N/dm³ oraz $4,41$ mg N/dm³. Najwyższe wartości tych stężeń otrzymano ósmego dnia – $31,68$ mg N/dm³ i $21,84$ mg N/dm³. Średnie stężenie azotanów (III i V) w I etapie badań wyniosło $13,38 \pm 4,18$ mg N/dm³. Stężenie azotu ogólnego w odpływie, w ciągu pierwszych sześciu dni trwania doświadczenia, zmniejszyło się dwunastokrotnie uzyskując wartość $0,82$ mg N/dm³ i na podobnym poziomie stężenie to utrzymywało się przez kolejne dni.

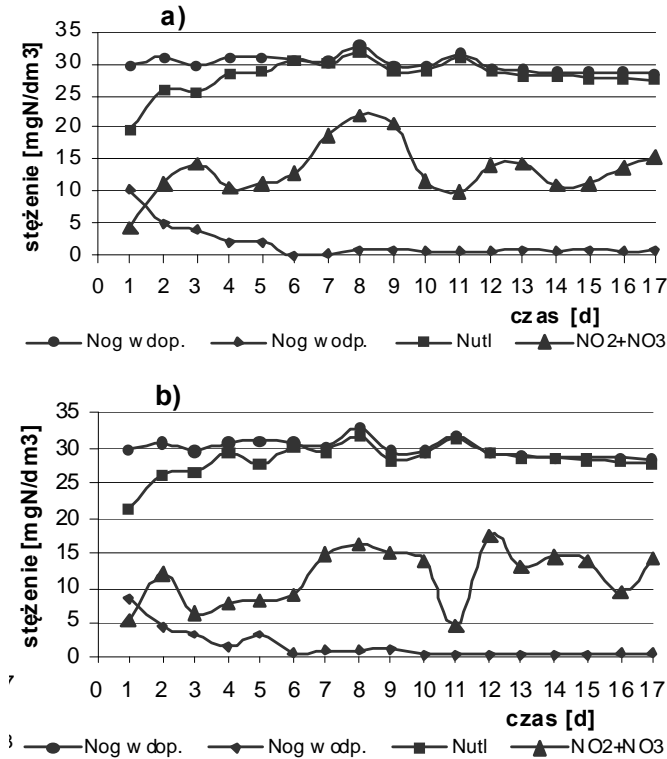
W układzie z przepływającym prądem elektrycznym stężenie azotu amonowego utlenionego wyniosło $27,81 \pm 2,24$ mg N/dm³. Najwyższą wartość – $31,36$ mg N/dm³ zanotowano ósmego dnia badań, a najniższą – $21,01$ mg N/dm³ pierwszego dnia. Wartość stężenia azotanów (III i V) ósmego dnia była najwyższa i wyniosła $21,84$ mg N/dm³, a pierwszego dnia najniższa – $4,41$ mg N/dm³. Średnie stężenie azotanów (III i V) wyniosło $11,48 \pm 4,07$ mg N/dm³. Stężenie azotu ogólnego w odpływie, w ciągu pierwszych siedmiu dni trwania doświadczenia, zmniejszyło się jedenastokrotnie, uzyskując wartość $0,77$ mg N/dm³ i na podobnym poziomie stężenie to utrzymywało się przez kolejne dziesięć dni.

Przy stosunku $\text{ChZT}/\text{N}_{\text{og}}$ równym 6 utlenienie związków amonowych w złożu 1 oraz 2 wyniosło odpowiednio $87,78 \pm 12,75\%$ i $95,46 \pm 7\%$. Najwyższa wartość sprawności w złożu 1 wyniosła $98,25\%$ a najniższa $56,65\%$, czyli o 1,7 razy mniej. Przy gęstości prądu $14,0$ mA/m² (złoże 2) najwyższa wartość sprawności równa była $98,28\%$, a najniższa $83,47\%$.

Efektywność usuwania utlenionych związków azotu na obydwu złożach była zbliżona i wyniosła około 50%. Średnia wartość efektywność denitryfikacji w złożu w warunkach konwencjonalnych wyniosła $48,79 \pm 21,52\%$, natomiast w złożu 2 – $50,95 \pm 16,46\%$. Najwyższa wartość w pierwszym przypadku wyniosła $81,07\%$ i była sześciokrotnie większa od najniższej wartości równej $13,7\%$. Na złożu 2 wartość maksymalna wyniosła $78,92\%$, minimalna zaś była o 3,5 razy mniejsza i równa była $22,84\%$.

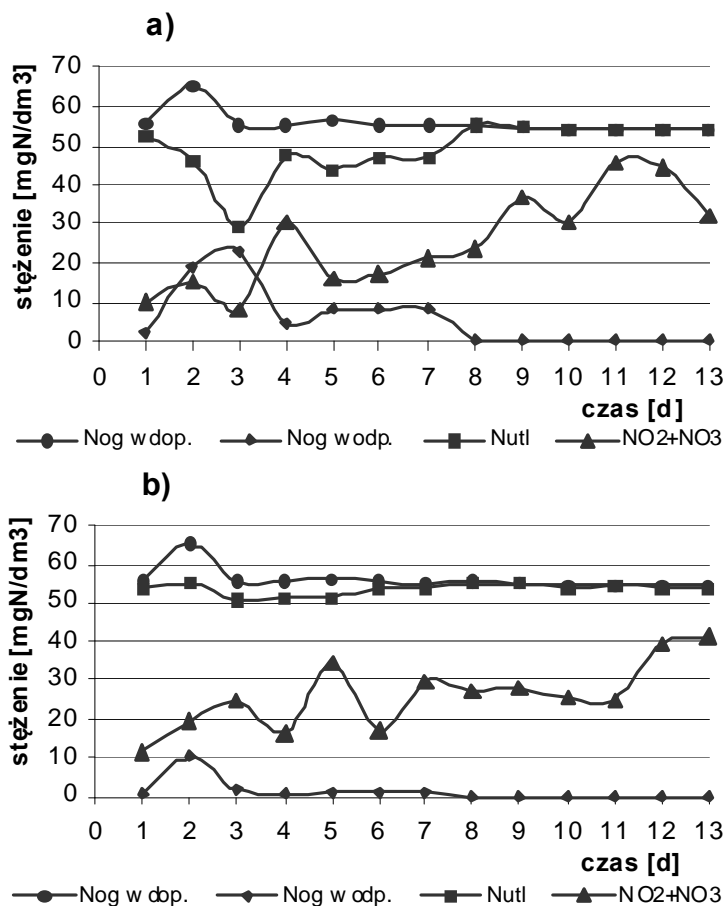
Na złożu 1 średnia wartość stężenia azotu utlenionego, kształtowała się na poziomie $48,8 \pm 6,19$ mg N/dm³ (Rys. 3). Najwyższą wartość – $53,25$ mg N/dm³ zanotowano piętnastego dnia badań i była ona o 1,7

razy większa od najniższej wartości, która wyniosła 31,41 mg N/dm³. Wartości stężenia azotanów (III i V) mieściły się w przedziale od 8,6 mg N/dm³ do 45,77 mg N/dm³, a średnia wartość wyniosła 25,56±12,3 mg N/dm³. Stężenie azotu ogólnego w ciągu pierwszych siedmiu dni trwania doświadczenia zmieniało się w przedziale od 2,1 mg N/dm³ do 23,3 mg N/dm³, w pozostałych dniach średnia wartość stężenia azotu ogólnego wynosiła 0,98 mg N/dm³.



Rys. 2. Stężenie azotu ogólnego w ściekach syntetycznych dopływających i odpływających oraz stężenie azotu utlenionego i suma stężeń azotanów III i azotanów V (NO₂ + NO₃) w ściekach oczyszczonych przy ChZT/N_{og}=12 a) warunki konwencjonalne, b) warunki przepływu prądu elektrycznego

Fig. 2. Concentration of total nitrogen in inflow and outflow and concentration of oxidized nitrogen and the sum of concentrations of nitrates III and V (NO₂ + NO₃) in treated wastewater at COD/N_{og} = 12; a) conventional conditions, b) with electric current



Rys. 3. Stężenie azotu ogólnego w ściekach syntetycznych dopływających i odpływających oraz stężenie azotu utlenionego i suma stężeń azotanów III i azotanów V ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3$) w ściekach oczyszczonych przy $\text{ChZT}/\text{N}_{\text{og}}=6$ a) warunki konwencjonalne, b) warunki przepływu prądu elektrycznego

Fig. 3. Concentration of total nitrogen in inflow and outflow and concentration of oxidized nitrogen and the sum of concentrations of nitrates III and V ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3$) in treated wastewater at $\text{COD}/\text{N}_{\text{og}} = 6$; a) conventional conditions, b) with electric current

W układzie, w którym przepływał prąd elektryczny, stężenie azotu amonowego utlenionego wyniosło $53,15 \pm 1,18$ mg N/dm³. Stężenie azotanów (III i V) od trzeciego do siódmego dnia badań zmieniała się od $16,37$ mg N/dm³ do $34,12$ mg N/dm³. Średnia wartość w tym etapie badań wyniosła $26,03 \pm 8,73$ mg N/dm³. Stężenie azotu ogólnego w ciągu pierwszych trzech dni trwania doświadczenia zmieniało się w przedziale od $0,7$ mg N/dm³ do $10,02$ mg N/dm³, w pozostałych dniach średnia wartość stężenia azotu ogólnego wyniosła 1 mg N/dm³.

W założeniach technologicznych przyjęto, że podczas przepływu prądu elektrycznego zajdzie proces usuwania azotu, ponieważ na powierzchni katody w procesie elektrolizy wody powstaje gazowy wodór, który wykorzystywany jest jako źródło donora elektronów przez mikroorganizmy autotroficzne w procesie denitryfikacji. W omawianym układzie zachodzi proces symultanicznej nityfikacji i denitryfikacji dzięki tworzeniu obszarów aerobowych i anoksycznych. Środowisko anoksyczne powstaje w głębszych obszarach aerobowej błony biologicznej z powodu ograniczenia penetracji tlenu.

Badania nad jednoczesną nityfikacją i denitryfikacją prowadzili Kuroda i wsp. [9] oraz Watanabe i wsp. [18]. W obu przypadkach badania prowadzone były w bio-elektro reaktorach przy wykorzystaniu procesu elektrolizy i proces nityfikacji oraz denitryfikacji przebiegał równocześnie.

W badaniach własnych złoże były zanurzone w ściekach w około 40%. Takie zanurzenie jest typowe dla tlenowego procesu oczyszczania ścieków komunalnych [1]. Teixeira i wsp. [15] porównywali efektywność usuwania związków azotu na dwóch rodzajach biologicznych złóż tarczowych. Złoże 1 było całkowicie zanurzone w ściekach, a złoże 2 było częściowo zanurzone (64,5%).

Zhanga i wsp. [21] porównywali efektywność usuwania azotu ze ścieków miejskich w procesie denitryfikacji w reaktorach z błoną biologiczną, bez i przy przepływie prądu elektrycznego o natężeniu od 20 do 120 mA. W reaktorze, w którym przepływał prąd o natężeniu 60 mA średnie wartości efektywności usuwania związków organicznych wyrażonych jako ChZT, azotanów V oraz azotu ogólnego były o 2,5%, 1,2% i 14,9% większe w porównaniu z reaktorem, w którym nie zachodziły reakcje elektrochemiczne. Najwyższą efektywność usunięcia azotu (75%) zaobserwowano przy natężeniu prądu wynoszącym 80 mA.

4. Wnioski

1. Efektywność redukcji związków azotu w warunkach przepływu prądu elektrycznego o gęstości 14 mA/m^2 , była wyższa niż w układzie konwencjonalnym. Przy stosunku $\text{ChZT}/\text{N}_{\text{og}}=12$ uzyskano ponad 59% efektywność w warunkach przepływu prądu elektrycznego i 52% w warunkach konwencjonalnych. Gdy stosunek $\text{ChZT}/\text{N}_{\text{og}}$ wynosił 6 obserwowano 53% i 50% sprawność odpowiednio w warunkach przepływu prądu elektrycznego i konwencjonalnych.
2. Związki azotu usuwane były w wyniku symultanicznego procesu nityfikacji – denityfikacji dzięki tworzeniu obszarów aerobowych i anoksycznych w błonie biologicznej. Środowisko anoksyczne powstawało w głębszym obszarze aerobowej błony biologicznej z powodu ograniczenia penetracji tlenu nawet przy wysokim jego stężeniu w masie cieczy.
3. Wyższą efektywność usuwania związków azotu w procesie denityfikacji uzyskano w wyniku jednoczesnego wykorzystania, jako źródła energii, gazowego wodoru, produkowanego w procesie elektrolizy wody i materii organicznej, zawartej w oczyszczanych ściekach.

Spis literatury

1. **Cortez S., Teixeira P., Oliveira R., Mota M.:** *Rotating biological contactors : a review on main factors affecting performance.* Rev. Env. Sci. Biotech. 7. 2: 155-172, 2008.
2. **Egli K., Fanger U., Alvarez P.J.J., Siegrist H., Van der Meer J.R., Zehnder A.J.B.:** *Enrichment and characterization of an anammox bacterium from rotating biological contactor treating ammonium-rich leachate.* Arch. Microbiol. 175: 198-207, 2001.
3. **Gupta A.B., Gupta S.K.:** *Simultaneous carbon and nitrogen removal in a mixed culture aerobic RBC biofilm.* Wat. Res. 33: 555-561, 1999.
4. **Gupta A.B., Gupta S.K.:** *Simultaneous carbon and nitrogen removal from high strength domestic wastewater in an aerobic RBC biofilm.* Wat.Res. 35: 1714-1722, 2001.
5. **Helmer C., Kunst S.:** *Simultaneous nitrification/denitrification in an aerobic biofilm system.* Wat. Sci. Tech. 37: 183-187, 1998.
6. **Helmer C., Kunst S., Juretschko S., Schmid M.C., Schleifer C.F.:** *Nitrogen loss in a nitrifying biofilm system.* Wat. Sci. Tech. 39: 13-21, 1999.
7. **Hippen A., Rosenwinkel K.-H., Baumgarten G., Seyfried C.F.:** *Aerobic deammonification: a new experience in the treatment of wastewaters.* 35: 111-120, 1997.

8. **Krzemieniewski M., Rodziewicz J.:** *Nitrogen compounds removal in a rotating electrobiological contactor.* Environmental Engineering Science 22. 6: 816-822, 2005.
9. **Kuroda M., Watanabe T., Umedu Y.:** *Simultaneous oxidation and reduction treatments of polluted water by a bio-electro reactor.* Wat. Sci. Tech. 34. 9: 101-108, 1996.
10. **Lindemann J., Wiesmann U.:** *Single-disc investigations on nitrogen removal of higher loads in sequencing batch and continuously operated RDR systems.* Wat. Sci. Tech. 41: 77-84, 2000.
11. **Sakakibara Y., Araki K., Tanaka T., Watanabe T., Kuroda M.:** *Denitrification and neutralization with an electrochemical and biological reactor.* Wat. Sci. Tech. 30: 151-155, 1994.
12. **Sakakibara Y., Flora J.R.V., Suidan M.T. I Kuroda M.:** *Modeling of electrochemically-activated denitrifying biofilms.* Wat. Res. 28: 1077-1086, 1994.
13. **Siegrist H., Reithaar S., Lais P.:** *Nitrogen loss in a nitrifying rotating contactor treating ammonium rich leachate without organic carbon.* Wat. Sci. Tech. 37: 589-591, 1998.
14. **Slikers A.O., Derwort N., Campos Gomez J.L., Strous M., Kuenen J.G., Jetten M.S.M.:** *Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite.* Wat. Res. 36: 2475-2482, 2002.
15. **Teixeira P., Oliveira R.:** *Denitrification in closed rotating biological contactor: effect of disk submergence.* Process Biochemistry. 37: 345-349, 2001.
16. **Van Loosdrecht M.C.M., Jetten M.S.M.:** *Microbiological conversions in nitrogen removal.* Wat. Sci. Tech. 38: 1-7, 1998.
17. **Watanabe Y., Bang D.Y., Itoh K., Matsui K.:** *Nitrogen removal from wastewaters by a bio-reactor with partially and fully submerged rotating biofilms.* Wat. Sci. Tech. 29: 431-438, 1994.
18. **Watanabe T., Hashimoto S., Kuroda M.:** *Simultaneous nitrification and denitrification in a single reactor using bio-electrochemical process.* Wat. Sci. Tech. 46: 163-169, 2002.
19. **Watanabe T., Motoyama H., Kuroda M.:** *Denitrification and neutralization treatment by direct feeding of an acidic wastewater containing copper ion and high-strength nitrate to a bio-electrochemical reactor process.* Wat. Res. 35: 4102-4110, 2001.
20. **Wyffels S., Pynaert K., Boeckx P., Verstraete W.:** *Identification and quantification of nitrogen removal in a rotating biological contactor by ¹⁵N tracer techniques.* Wat. Res. 37: 1252-1259, 2003.
21. **Zhang L., Jia J., Zhub Y., Zhua N., Wang Y., Yanga J.:** *Electrochemically improved bio-degradation of municipal sewage.* Biochemical Engineering. 22. 3: 239-244, 2005.

Research on the Electrolytically-aided Denitrification on the Four-stage Rotating Biological Contactor

Abstract

Favourable solution may be use of electric current flow phenomenon on rotating biological contactor. In some branches of industry such as: metal etching, production of fertilizers and explosives manufacturing wastewater with high concentrations of nitrates V, and low concentrations of organic compounds is produced [19]. Denitrification process of such type of wastewater requires adding an external source of electron donor, such as hydrogen gas. Its low solubility and no need for secondary removal of its excess are its advantages. Sakakibara et al [11, 12] proposed a bio-electrochemical reactor, in which the denitrifying biological membrane is immobilized on cathode. On its surface, as a result of water electrolysis, the hydrogen gas is formed which is used to reduce nitrates.

The review of the literature shows there is little effective technological and technical solutions enabling the removal of nitrogen compounds in rotating biological contactors. Therefore, studies were undertaken on a combination of electrochemical processes, occurring during flow of electric current in the wastewater environment with biological processes, occurring in the rotating biological contactor.

Subject of this study is research into synthetic wastewater treatment on the four-stage rotating electrobiological contactor (REBC) in two runs. Run I was made with the COD/TN ratio equal to 12, run II – with the COD/TN ratio equal to 6. In both runs were used contactor I, under conventional conditions (lack of current flow), and contactor II which worked in conditions of current flow with density of 14 mA/m². In contactor II disks made of stainless steel with immobilized biological film served as a cathode, whereas an electrode made of aluminum– as an anode.

Research has shown that process of removal nitrogen compounds was more effective in system with current flow, then efficiency of nitrification process was equal to 92,79% (run I) and 95,4% (run 2), and efficiency of denitrification process was equal to 58,91% (run 1) and 50,95% (run 2).

More effective removal of nitrogen compounds in the denitrification process was obtained as a result of the simultaneous use as an energy source, hydrogen gas produced by electrolysis of water and organic matter contained in the treated wastewater.



Badania stężenia CO₂ w powietrzu podglebowym w rejonie Tarnowa pod kątem monitoringu składowania dwutlenku węgla

*Radosław Tarkowski, Barbara Uliasz-Misiak,
Magdalena Wdowin, Katarzyna Batkiewicz*

Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN

1. Wstęp

Badania stężenia CO₂ w powietrzu podglebowym są prowadzone w różnych celach. Pomiary takie wykonywane są w rejonach występowania szczaw oraz wycieków endogenicznego dwutlenku węgla w celu oceny racjonalnej gospodarki tymi wodami oraz określenia zagrożenia, jakie dwutlenek węgla może stanowić dla ludzi. Tego typu badania prowadzono w rejonie sudeckim (Duszniki Zdrój, Kudowa Zdrój, Szczawno Zdrój) oraz karpackim (Tylicz, Krynica, Muszyna, Szczawnik, Żegiestów, Krościenko) [1, 2]. W latach 1999÷2001, w rejonie likwidowanych kopalń węgla kamiennego w Wałbrzyskim Zagłębiu Węglowym, prowadzono pomiary koncentracji CO₂ w powietrzu podglebowym [3].

Bezpośrednie pomiary stężenia CO₂ w wodzie lub gruncie stanowią istotną część monitoringu geologicznego składowania tego gazu. Pozwalają one kontrolować koncentrację CO₂ w przypowierzchniowych warstwach ziemi, w glebie, w ujęciach wód, w pobliżu otworu zatłaczającego, otworów monitoringowych i zlikwidowanych [4]. Długotrwały monitoring może pozwolić na obserwacje potencjalnych ucieczek dwutlenku węgla ze składowiska.

Geologiczne składowanie antropogenicznego CO₂ wymaga opracowania odpowiednich metod monitoringu wskazujących, że jest ono prowadzone bezpiecznie, efektywnie i bez skutków ubocznych dla środowiska. Monitoring składowania CO₂ prowadzony jest przy wykorzystaniu różnych metod geofizycznych, geochemicznych, mikrobiologicznych i innych [5]. Stosowane techniki monitoringu są zapożyczone z przemysłu naftowego, magazynowanie gazu ziemnego, bezziornikowego składowania odpadów w formacjach geologicznych, monitoringu wód podziemnych, badań ekosystemów i inne [5, 6, 7].

Powierzchniowe pomiary geochemiczne strumienia i koncentracji dwutlenku węgla były prowadzone w ramach monitoringu geologicznego składowania dwutlenku węgla w projektach Weyburn, RECOPOL, MOVECBM, CO2SINK. Projekt RECOPOL i jego kontynuacja MOVECBM realizowane w Kaniowie w latach 2006÷2008, dotyczyły m.in. monitoringu oraz weryfikacji składowania CO₂ w pokładach węgla. W ramach tych projektów prowadzono ciągłe pomiary stężenia CO₂ w glebie i strumienia tego gazu. Pomiary prowadzono przy użyciu sensorów na podczerwień umiejscowionych na głębokości ok. 2 m, w okolicach otworu zatłaczającego. W trakcie badań prowadzonych w latach 2004÷2008 nie stwierdzono migracji zatłoczonego gazu na powierzchnię [8].

Prezentowany artykuł przedstawia wyniki badań koncentracji dwutlenku węgla w powietrzu podglebowym prowadzonych na obszarze pomiędzy Jastrząbka Stara a Różą, 30 km na NE od Tarnowa (S Polska). Były one realizowane przez zespół z IGSMiE PAN od 2005 do 2008 roku w ramach zadania: *Unieszkodliwianie gazów cieplarnianych (Wstępne badania i analiza danych do monitoringu podziemnego składowania CO₂ na złożu ropy naftowej Jastrząbka Stara część I, II, III i IV)*, w celu ustalenia tła stężenia tego gazu w powietrzu podglebowym na wybranym obszarze [9, 10, 11, 12].

2. Metodyka badań

Jedną z metod monitoringu wykorzystywaną w celu kontroli szczelności podziemnego składowiska oraz instalacji technicznej zatłaczania CO₂ są pomiary koncentracji tego gazu w strefie przypowierzchniowej – w powietrzu podglebowym. Są one skuteczne i tanie, a wykorzystywane do badań urządzenia są łatwe do transportu i proste w obsłu-

dze. Większość stosowanych technik pomiaru stężenia CO₂ w gruncie oparta jest na absorpcji promieniowania podczerwonego przez dwutlenek węgla [13, 14].

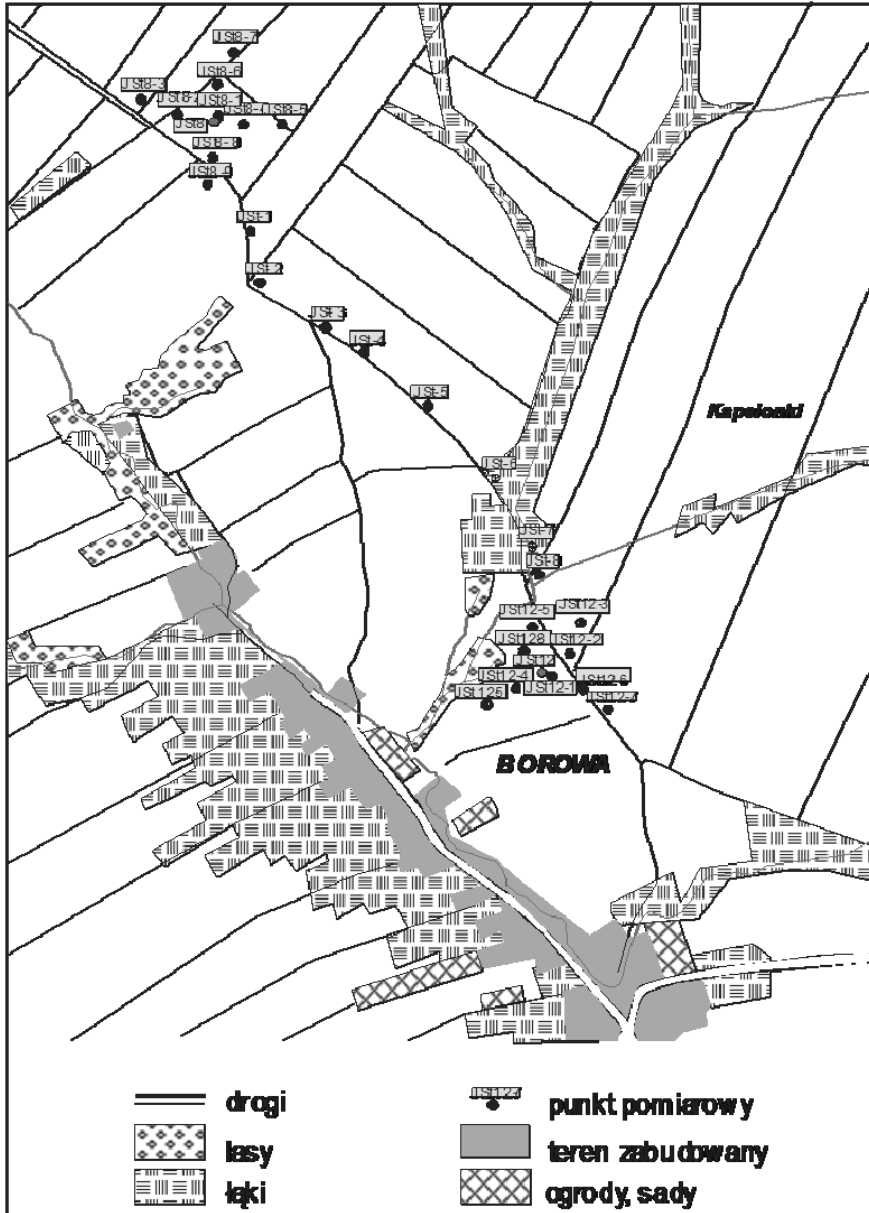
Badania stężenia CO₂ w powietrzu podglebowym na obszarze złoża Jastrząbka Stara miały na celu określenie tła tego gazu na tym terenie. Pomiaru prowadzone były przez trzy lata, w sezonie wiosennym, letnim i jesiennym. W roku 2008 przeprowadzono również pomiary w sezonie zimowym.

Złoże ropy naftowej Jastrząbka Stara/Tarnowa (SE Polska) jest w końcowym stadium eksploatacji. Zostało ono wytypowane na miejsce lokalizacji badawczej instalacji zatłaczania CO₂ [15, 16]. Złoże to może stanowić interesujący poligon doświadczalny do przetestowania wpływu zatłaczania dwutlenku węgla na wzrost wydobycia ropy naftowej (CO₂-EOR).

Prezentowane wyniki badań obejmują etap wstępny związany z monitoringiem (zerowym) podziemnego zatłaczania CO₂, mającym na celu ustalenie tła CO₂ w gruncie. Określenie tła może służyć porównaniu z pomiarami kontrolnymi tego gazu w trakcie i po zatłoczeniu do złoża dwutlenku węgla. Stwierdzenie ewentualnego wzrostu jego stężenia może świadczyć o wycieku dwutlenku węgla ze składowiska.

Pomiary zawartości dwutlenku węgla w powietrzu podglebowym były prowadzone w SE części złoża, na obszarze wokół i pomiędzy otworami JSt-12 i JSt-8, odległymi od siebie o około 1100 metrów [15, 16]. Na tym obszarze zlokalizowano 25 punktów pomiarowych. Zostały one rozlokowane w sąsiedztwie wymienionych otworów produkcyjnych oraz na polach uprawnych i łąkach przy drodze pomiędzy otworami. Dziewięć punktów pomiarowych zlokalizowanych było wokół otworu JSt-8, kolejnych 8 wokół otworu JSt-12 i 8 na drodze łączącej wymienione dwa otwory eksploatujące ropę naftową. Lokalizacja punktów pomiarowych była nieznacznie modyfikowana w trakcie badań (ze względu na zawodnienie terenu lub jego niedostępność). Pomiaru koncentracji CO₂ prowadzone były również w punktach zastabilizowanych przy otworach produkcyjnych JSt-12 i JSt-8 (rys. 1).

Pomiary stężenia dwutlenku węgla wykonywano przy zastosowaniu sondy pomiarowej połączonej z detektorem MultiRaePlus IR o maksymalnym mierzonym stężeniu CO₂ – 5%. Sonda była umieszczana we wcześniej wykonanych otworach.



Rys. 1. Lokalizacja punktów pomiarowych
Fig. 1. Location of measurement points

W ramach prac badawczych opracowano metodykę wykonywania pomiarów koncentracji dwutlenku węgla. W celu wypracowania odpowiedniej metodyki pomiarowej przeprowadzono pomiary próbne, które miały na celu określenie czasu od wykonania otworu do pomiaru miernikiem oraz sposobu przygotowania otworu. Uzyskanie powtarzalności wyników świadczyło o poprawnie dobranej metodyce i wiarygodności pomiarów. Pomiary próbne wykonano na obszarze o jednolitym podłożu gdzie odwiercono cztery otwory o głębokości 80 cm i średnicy 4 cm (tab. 1). Jeden otwór pozostawiono odkryty (otwór 1), trzy przykryto korkiem (otwory 2, 3, 4). W otworach wykonano pomiary stężenia CO₂ po: 5 min., 20 min., 30 min., 60 min., 120 min., 240 min., 360 min., 480 min. i 1380 min. od odwiercenia otworu (tab. 1). Na podstawie przeprowadzonych pomiarów stwierdzono, że minimalny czas potrzebny na uzyskanie równowagi stężenia CO₂ w otworze wynosi około 60 minut, a otwór po odwierceniu należy uszczelnić od góry, aby nie następowało mieszanie się powietrza podglebowego z powietrzem atmosferycznym. W celu weryfikacji wyników pomiary próbne przeprowadzono dwukrotnie. Potwierdziły one, że czas stabilizacji stężenia CO₂ w otworze wynosi około 60 minut [17].

W celu odizolowania od powietrza atmosferycznego każdy z otworów został przykryty plastikowym korkiem.

Odwiercono po cztery otwory poszczególnych typów (A, B, C, D); w każdym z nich wykonano pomiary stężenia dwutlenku węgla w różnych interwałach czasowych (2; 2,5; 3; 3,5 h) (tab. 2). W otworze typu A, bezpośrednio po jego odwierceniu, zbadano stężenie CO₂ wynosiło ono 0,728%, a po upływie 30 minut wzrosło do 1,030%. Uśredniając wyniki pomiarów stężeń CO₂ dla poszczególnych typów otworów z określonymi interwałami czasowymi uzyskano następujące wartości: dla otworów typu A – 0,97%, typu B – 1,04%, typu C – 0,52%, D – 1,12%. Wartości stężeń uzyskane dla otworów typu A, B i D są zbliżone. Ze względu na to, że wyniki uzyskane w nieorurowanym otworze są najbardziej stabilne przyjęto, że pomiary koncentracji najlepiej jest wykonywać w otworach tego typu. Na podstawie przeprowadzonych badań można stwierdzić, że stężenie dwutlenku węgla stabilizuje się po upływie około 2 godzin. Widoczne jest również, że w punktach w których wcześniej było mierzone stężenie CO₂, podczas kolejnych pomiarów uzyskiwane wyniki są coraz niższe, co potwierdza, że powietrze jest wysysane przez miernik [12].

Tabela 1. Zestawienie wyników próbných pomiarów stężeń CO₂ (%) w zadanych odstępach czasu

Table 1. Results of CO₂ contents (%) measurements in given periods of time

Nr otworu	5 min	20 min	30 min	60 min	120 min	240 min	360 min	480 min	1380 min
1	1,34	1,68	1,78	1,85	1,81	1,89	1,87	1,84	1,82
2	1,34	1,6	1,73	1,73	1,70	1,81	1,75	1,73	1,79
3	1,87	1,79	1,95	1,9	1,90	2,13	2,11	2,02	2,13
4	1,62	1,89	1,82	1,93	2,00	2,04	2,04	2,02	2,06

Tabela 2. Stężenia CO₂ w różnych typach otworów i w różnych interwałach czasowych

Table 2. CO₂ contents in different types of wells and different time intervals

Typ otworu	Interwały czasowe			
	2 godziny	2,5 godziny	3 godziny	3,5 godziny
A	0,95	0,72	0,61	0,56
A	-	0,98	0,79	0,56
A	-	-	0,94	0,68
A	-	-	-	1,00
B	2,64	1,82	1,73	1,42
B	-	0,46	0,43	0,39
B	-	-	0,73	0,47
B	-	-	-	0,32
C	0,43	0,41	0,45	0,37
C	-	0,47	0,46	0,39
C	-	-	0,56	0,51
C	-	-	-	0,63
D	0,74	0,57	0,68	0,61
D	-	1,20	0,87	0,79
D	-	-	1,20	1,15
D	-	-	-	1,34

Poprawność przyjętej metodyki potwierdziły kolejne badania przeprowadzone na złożu Jastrząbka Stara. W pobliżu otworu JSt-12 odwiercono 16 otworów:

- Typ A – otwory nieorurowane,
- Typ B – otwory z rurą nieperforowaną PCV,

- Typ C – otwory z rurą perforowaną PCV (perforacja rury na długości 20 cm od dna otworu),
- Typ D – otwory nieorurowane zasypane piaskiem.

Uwzględniając wyniki badań metodycznych przyjęto następujący schemat postępowania przy badaniach zawartości CO₂ w powietrzu podglebowym:

- zlokalizowanie punktów pomiarowych przy pomocy GPS-u,
- odwiercenie otworów o głębokości 80 cm i średnicy 4 cm, przy użyciu wiertnicy ręcznej,
- odizolowanie otworów od kontaktu z powietrzem atmosferycznym poprzez zatkanie otworu korkiem; pomiar stężenia CO₂ w powietrzu glebowym na dnie otworu po upływie około 2 godzin.

3. Wyniki pomiarów koncentracji CO₂

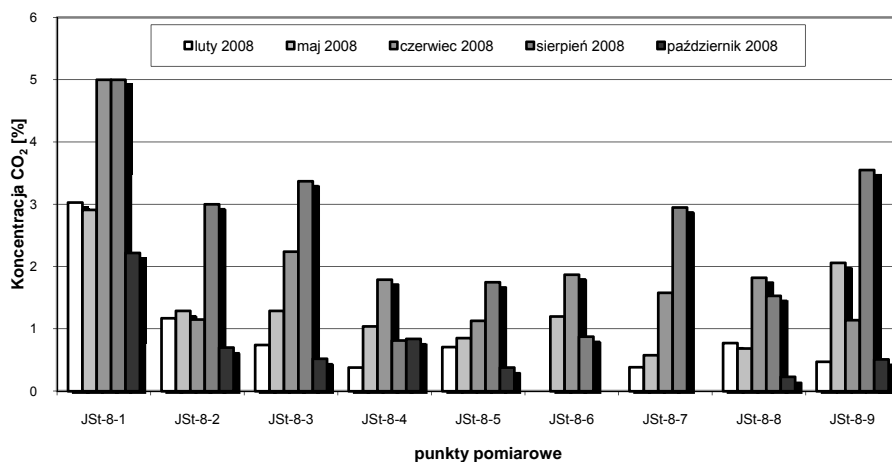
Badania koncentracji dwutlenku węgla w powietrzu glebowym, na złożu Jastrząbka Stara w latach 2006÷2008 prowadzone były 12-krotnie, w sezonie wiosennym, letnim, jesiennym w latach 2006÷2007 oraz zimowym w 2008 roku. Łącznie wykonano około 300 pomiarów.

Stężenia dwutlenku węgla pomierzone w latach 2006÷2008 wahały się w bardzo szerokim zakresie od około 0,15% do 5% (tab. 3).

W rejonie otworu produkcyjnego JSt-8 stężenia CO₂, w badanym okresie, tylko w 5 punktach (JSt8-1, JSt8-2, JSt8-7, JSt8-9) osiągnęły 5% – (por. tab. 3), wszystkie w miesiącach letnich (czerwiec – sierpień). Wartości stężeń CO₂ w tych punktach w poszczególnych miesiącach są w większości przypadków zbliżone do siebie. Podwyższone stężenia stwierdzono w punkcie JSt8-1, znajdującym się przy otworze produkcyjnym JSt-8. Najniższe stężenia CO₂ zaobserwowano w maju, październiku oraz lutym (2008 r.) (rys. 2).

Tabela 3. Stężenia CO₂ w powietrzu podglebowym w punktach pomiarowych w latach 2006-2008 [%]
Table 3. Results of CO₂ contents in soil air in measurement points in 2006-2008 [in %]

Punkt pomiarowy	V	VII	X	IV	VI	VIII	X	II	V	VI	VIII	X
	2006	2006	2006	2007	2007	2007	2007	2008	2008	2008	2008	2008
JSt-8-1	1,75	(*)	(*)	2,33	3,44	3,13	3,72	3,03	2,91	5,00	5,00	2,22
JSt-8-2	1,62	5,00	0,55	1,32	1,07	2,40	0,74	1,17	1,29	1,15	3,00	0,70
JSt-8-3	0,88	(*)	0,54	0,76	1,15	4,68	1,14	0,74	1,29	2,24	3,37	0,52
JSt-8-4	1,05	2,86	0,68	1,29	1,68	1,19	0,74	0,38	1,04	1,79	0,81	0,84
JSt-8-5	1,29	(*)	0,55	0,42	1,00	1,68	0,63	0,71	0,85	1,13	1,75	0,38
JSt-8-6	0,79	1,05	0,29	0,30	1,42	1,25	0,47	(*)	1,20	1,87	0,87	(*)
JSt-8-7	2,53	5,00	0,43	0,45	1,87	1,54	1,01	0,38	0,58	1,58	2,95	(*)
JSt-8-8	1,01	1,73	0,52	0,31	4,21	1,02	0,66	0,77	0,69	1,82	1,53	0,23
JSt-8-9	0,54	5,00	0,60	0,34	2,73	1,29	1,95	0,47	2,06	1,14	3,55	0,51
JSt-1	4,42	5,00	0,15	(*)	1,11	0,76	1,45	0,48	2,44	1,98	1,73	0,85
JSt-2	5,00	5,00	0,44	1,00	0,88	1,81	5,00	0,69	5,00	4,42	5,00	2,95
JSt-3	5,00	5,00	0,63	0,74	2,44	1,67	5,00	0,76	2,44	1,67	3,31	1,03
JSt-4	(*)	5,00	0,88	(*)	5,00	4,36	4,47	0,44	2,33	5,00	5,00	4,00
JSt-5	(*)	5,00	1,27	0,93	5,00	3,68	2,51	0,60	0,98	3,75	5,00	1,78
JSt-6	4,42	4,91	0,87	0,57	5,00	1,71	(*)	0,55	0,83	3,44	3,00	4,30
JSt-7	3,79	4,86	2,42	(*)	2,95	4,89	0,94	0,80	1,04	3,68	5,00	1,88
JSt-8	(*)	5,00	(*)	1,23	2,20	1,42	2,95	0,74	0,88	1,27	1,70	0,35
JSt-12-1	(*)	5,00	0,92	1,23	2,20	1,42	2,95	0,48	0,88	1,27	1,70	0,35
JSt-12-2	2,35	4,78	0,29	0,50	3,82	0,85	2,51	0,69	0,62	1,07	1,93	0,63
JSt-12-3	1,45	0,49	0,68	0,66	2,26	1,82	3,75	0,76	1,50	1,98	3,58	0,99
JSt-12-4	1,82	4,61	0,64	0,84	1,87	1,15	2,73	0,44	1,21	1,20	1,46	0,97
JSt-12-5	0,99	3,10	0,63	0,42	2,51	5,00	0,85	0,60	0,67	2,04	3,27	0,03
JSt-12-6	0,96	3,50	0,51	0,87	2,11	2,44	2,91	0,55	0,62	1,39	1,92	0,32
JSt-12-7	0,92	3,30	0,68	0,44	1,51	0,98	2,24	0,80	1,02	1,70	1,65	1,24
JSt-12-8	0,74	2,90	0,71	0,79	1,79	1,68	0,94	0,74	1,19	1,33	1,16	0,50



Rys. 2. Koncentracja CO₂ w powietrzu podglebowym wokół otworu JSt-8, 2008 rok

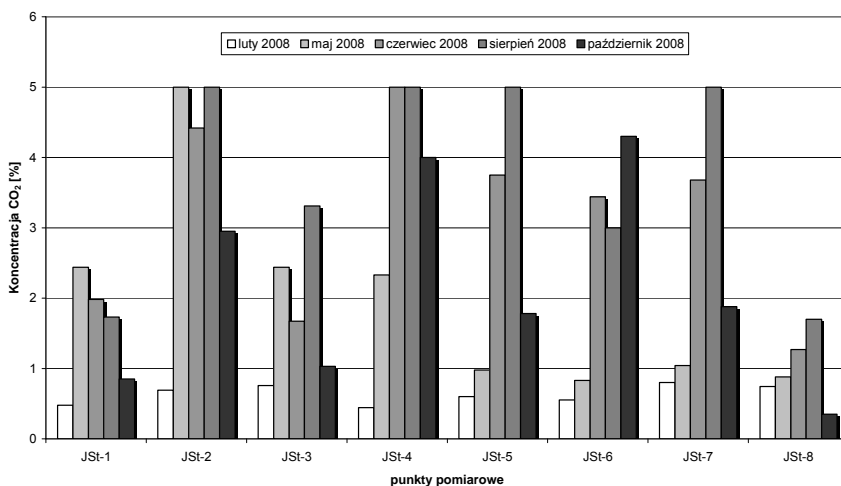
Fig. 2. CO₂ concentrations in soil air around of JSt-8 well, 2008

Stężenia CO₂ pomierzone w punktach zlokalizowanych wzdłuż drogi pomiędzy otworami produkcyjnymi JSt-8 i JSt-12 (tab. 3, rys. 3) są dużo wyższe w porównaniu do koncentracji wokół tych otworów. W kilkunastu przypadkach (maj, czerwiec – sierpień) dochodzą lub przekraczają one 5%. Najmniejsze stężenia dwutlenku węgla zaobserwowano wczesną wiosną (kwiecień), późną jesienią (październik) oraz zimą 2008 roku.

Koncentracja dwutlenku węgla w pobliżu otworu produkcyjnego JSt-12 (tab. 3, rys. 4) jest stabilna. Tylko dwukrotnie, w trakcie trzyletnich badań, osiągnęła ona w miesiącach letnich 5% (punkt JSt12-1 i JSt12-5). W okresie zimowym (2008 r.) stężenie CO₂ nie przekroczyło 2%, w większości punktów było poniżej 1%. Podwyższone koncentracje obserwowano jedynie w punkcie JSt 12-9 odwierconym w 2008 r., gdzie wartości stężeń CO₂ w miesiącach letnich przekroczyły 5%.

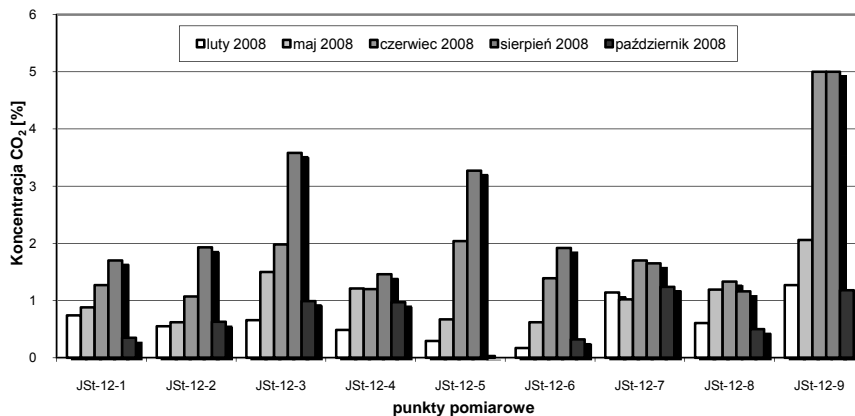
Pomiary stężenia CO₂ na obszarze złoża Jastrząbka Stara prowadzone w latach 2006÷2008 pozwoliły na przeprowadzenie obserwacji zmian koncentracji tego gazu w poszczególnych sezonach. Na ich podstawie można stwierdzić, że w miesiącach wiosennych stężenie było niskie, wzrastało w miesiącach letnich i spadało w miesiącach jesiennych. Zaobserwowano również, że wartości stężeń CO₂ w punktach pomiarowych powtarzały się w poszczególnych sezonach i były do siebie zbliżo-

ne. W niektórych punktach pomiarowych wartości stężenia CO₂ pomierzone w tych samych miesiącach w różnych latach różniły się między sobą, zwłaszcza w październiku.



Rys. 3. Koncentracja CO₂ w powietrzu podglebowym pomiędzy otworami JSt-8 i JSt-12, 2008 rok

Fig. 3. CO₂ concentrations in soil air between JSt-8 and JSt-12 wells in 2008



Rys. 4. Koncentracja CO₂ w powietrzu podglebowym wokół otworu JSt-12, 2008 rok

Fig. 4. CO₂ concentrations in soil air around of JSt-12 well, 2008

Zaobserwowano trend wzrostowy w miesiącach z intensywnym rozwojem roślinności oraz wyraźny spadek w miesiącach wczesnowiosennych i jesienno-zimowych. Sytuację tą najlepiej ilustrują wyniki uzyskane w 2008 roku (por. rys. 2÷4), kiedy podczas wszystkich pomiarów (za wyjątkiem lutego) panowały warunki atmosferyczne adekwatne dla danej pory roku.

Wartości koncentracji CO₂ uzyskane w punktach pomiarowych zlokalizowanych na drodze między otworami produkcyjnymi (tab. 3, rys. 3) były wyższe w porównaniu do wyników w innych punktach. Zauważalna była tutaj również sezonowość, jednak koncentracje CO₂ były zdecydowanie wyższe w porównaniu do pomiarów wokół otworów produkcyjnych. W wielu przypadkach stężenie przekraczało lub było zbliżone do 5%. Zaobserwowano również wpływ warunków atmosferycznych na podwyższoną koncentrację CO₂ w dniach upalnych lub o dużej wilgotności powietrza.

Uzyskane wyniki wskazują na istnienie zależności stężenia dwutlenku węgla od pory roku. Najwyższe stężenia uzyskano w lipcu i coraz niższe w czerwcu, sierpniu, maju, kwietniu, październiku i lutym. Wynik uzyskany w miesiącu zimowym był zbliżony do wartości uzyskanych w październiku lub kwietniu.

Oprócz wpływu temperatury i roślinności duże zróżnicowanie zawartości CO₂ stwierdzone na badanym obszarze może być dodatkowo spowodowane innymi przyczynami np. budową geologiczną, w tym rodzajem gruntu i gleby lub morfologią terenu.

Należy podkreślić, że obserwowane zawartości CO₂ w gruncie są znacznie wyższe od tych zaobserwowanych na innych obszarach [1].

4. Podsumowanie

Pomiary koncentracji dwutlenku węgla w powietrzu podglebowym, na obszarze pomiędzy Jastrząbka Stara i Różą, pozwoliły na opracowanie metodyki pomiarów oraz określenie stężeń CO₂ w powietrzu podglebowym. Badania wykonano w 25 punktach pomiarowych wokół dwóch otworów produkujących ropę naftową oraz przy drodze pomiędzy nimi, w 12 seriach pomiarowych.

Zaobserwowano zmienność stężenia tego gazu w zależności od pory roku oraz lokalizacji punktu pomiarowego. Najwyższe pomierzone stężenia CO₂ stwierdzono w miesiącach letnich na obszarze pól uprawnych

przy drodze pomiędzy otworami produkcyjnymi oraz w ich bezpośrednim sąsiedztwie. Porównując wyniki uzyskane z poszczególnych lat zauważono ich powtarzalność. Podkreślić należy, że wyniki pomiarów stężeń CO₂ w powietrzu glebowym przekraczają często 1%, a nawet dochodzą do 5%, co znacznie odbiega od tych z innych obszarów (poniżej 0,5%).

Uzyskane wyniki prezentują obraz koncentracji CO₂ w powietrzu glebowym i można traktować jako tło tego gazu na badanym obszarze.

Podziękowania

Przeprowadzenie badań zawartości CO₂ w powietrzu glebowym było możliwe dzięki zgodzie i pomocy ze strony PGNiG S.A. Oddział w Sanoku, za co autorzy składają serdeczne podziękowanie.

Literatura

1. **Ciężkowski W [red.]:** *Występowanie, dokumentowanie i eksploatacja endogenicznego dwutlenku węgla w Polsce*. Wrocław: 221, 2002.
2. **Żak S, Przylibski TA, Ciężkowski W.:** *Określenie zawartości dwutlenku węgla w powietrzu glebowym w Sudetach w rejonach występowania szczaw*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej. Wrocław: 87, 2008.
3. **Kotarba M. J.:** *Post-mining gas hazards: the purpose of near-surface geochemical surveys in the Wałbrzych Coal District. W: Gas hazard in the near-surface zone of the Wałbrzych Coal District caused by coal mine closure: geological and geochemical controls*. Maciej J. Kotarba (red.). Society of Research on Environmental Changes GEOSFERA. Kraków: 1-10, 2002.
4. **Strutt MH, Beaubien SE, Baubron JC, Brach M, Cardellini C, Gnanteri R, Jones DG, Lombardi S, Penner L, Quattrocchi F, Voltattorni N.:** *Soil Gas as a Monitoring Tool of Deep Geological Sequestration of Carbon Dioxide: Preliminary Results from the Encana. EOR Project in Weyburn, Saskatchewan (Canada)*. [In]: Proceedings of the 6th International Conference on Greenhouse Gas Control Technologies (GHGT-6), J. Gale and Y. Kaya (eds.), Oxford: Elsevier Science Limited: 391-396, 2003.
5. **Tarkowski R, Uliasz-Misiak B, Szarawarska E.:** *Monitoring podziemnego składowania CO₂*. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi*; 21/2: 35-48, 2005.
6. **Benson SM, Apps J, Hepple R, Lippmann M, Tsang CF, Lewis C.:** *Health, Safety, and Environmental Risk Assessment for Geologic Storage of Carbon Dioxide: Lessons Learned from Industrial and Natural Analogues*. [In]: Proceedings of the 6th International Conference on Greenhouse Gas Control Technologies (GHGT-6), J. Gale and Y. Kaya (eds.), Oxford: Elsevier Science Limited: 243-246, 2003.

7. **Benson SM, Hepple R, Apps J, Tsang CF, Lippmann M.:** *Lessons Learned from Natural and Industrial Analogues for Storage of Carbon Dioxide in Deep Geologic Formations.* Earth Sciences Division, Lawrence Berkeley National Laboratory Report LBNL-51170:135, 2002.
8. **Vandeweyer V, van Bergen F, Winthagen P, Benedictus T, Kronimus A, Krzystalik P, Jura B, Skiba J.:** *Monitoring of CO₂ stored in the Enhanced Coalbed Methane pilot site in Kaniow (Poland).* Energy Proceedia, 1/1: 3407-3414, 2009.
9. *Wstępne badania i analiza danych do monitoringu podziemnego składowania CO₂ na złożu ropy naftowej Jastrząbka Stara część I.* Archiwum IGSMiE PAN, Kraków: 30, 2005.
10. *Wstępne badania i analiza danych do monitoringu podziemnego składowania CO₂ na złożu ropy naftowej Jastrząbka Stara część II.* Archiwum IGSMiE PAN, Kraków: 25, 2006.
11. *Wstępne badania i analiza danych do monitoringu podziemnego składowania CO₂ na złożu ropy naftowej Jastrząbka Stara część III.* Archiwum IGSMiE PAN, Kraków: 23, 2007.
12. *Wstępne badania i analiza danych do monitoringu podziemnego składowania CO₂ na złożu ropy naftowej Jastrząbka Stara część IV.* Archiwum IGSMiE PAN, Kraków: 23, 2008.
13. *Monitoring technologies for the Geological Storage of CO₂.* Report TSR025 DTI/Pub URN 05/1032: 28, March 2005.
14. **Pearce J, Chadwick A, Bentham M, Holloway S, Kirby G.:** *Technology status review – Monitoring Technologies for the Geological Storage of CO₂.* Report No. COAL R285 DTI/Pub URN 05/1033: 97, March 2005.
15. *Badania in-situ podziemnego zatłaczania dwutlenku węgla w złożu węglowodorów, przy wykorzystaniu wytworzonej, prototypowej instalacji – etap I. Określenie możliwości zatłaczania CO₂ w wybranym złożu węglowodorów.* Archiwum IGSMiE PAN, Kraków: 316, 2006.
16. **Tarkowski R:** *Badania podziemnego zatłaczania dwutlenku węgla do złoża węglowodorów z wykorzystaniem prototypowej instalacji.* Przegląd Geologiczny; 55/8: 660-662, 2007.
17. **Tarkowski R, Królik W, Uliasz-Misiak B, Wdowin M.:** *CO₂ contents in soil air for needs of carbon dioxide monitoring.* Slovac Geological Magazine:15-18, 2008.
18. *Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie geologicznego składowania dwutlenku węgla oraz zmieniająca dyrektywy Rady 85/337/EWG, 96/61/WE, dyrektywy 2000/60/WE, 2001/80/WE, 2004/35/WE, 2006/12/WE i rozporządzenie (WE) nr 1013/2006.*

CO₂ Concentration in Soil Air in Tarnow Vicinity for Carbon Dioxide Storage Monitoring

Abstract

Geological carbon dioxide storage has different kinds of risks for people and environment in global as well as in local scale. That's why monitoring is so important for the whole process of carbon dioxide storage. The main purpose is to follow gas migration under ground, to control seal of injection wells during and after injection, verification of injected carbon dioxide quality and also control of parameters connected with injection. Preparation and carrying out of geological storage monitoring of carbon dioxide is required by Directive of European Parliament and Council 2009/31/WE in case of geological storage from 23 of April 2009 [18].

One of the basic research connected with carbon dioxide storage monitoring is establishing of the CO₂ concentration (background) in the ground/soil air before starting the injection. Such a researches are done also during and after the end of injecting gas to underground reservoir. If the important differences in CO₂ concentration are stated they can suggest that gas has escaped.

Presented research results concern CO₂ concentration measurements in soil air in the area of Jastrzabka Stara oil field near Tarnow. Carbon dioxide injection as an Enhanced Oil Recovery (EOR) can increase oil production from the reservoir which is in the last exploitation stage. Carbon dioxide concentration measurements in ground/soil air were made between 2005-2008 using Detector MultiReaPlus based on IR radiation absorbance. To select appropriate research methodics the measurements were preceded by researches. They were made each time in drilling wells, 80 cm under ground in the area and between production wells JSt-8 and JSt-12. There were defined 25 sampling points in which about 300 measurements were done in all seasons.

Results of three years research showed that CO₂ concentration values change seasonal in the sampling points. Concentration changes were connected also with weather conditions (air temperature changes and precipitation). Localization of the sampling points have an important influence on the findings. Through the three years research the repeatability of research results in sampling points during circle of the seasons was found. Thanks to this research the background for CO₂ concentration in this area was established.



Bilans biogenów Jeziora Tomickiego

Agnieszka E. Ławniczak, Janina Zbierska, Barbara Andrzejewska
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

1. Wstęp

Jeziora stanowią naturalne zbiorniki wodne, wypełniające obniżenia terenowe. Stanowią one układy ekologiczne, których funkcjonowanie opiera się przede wszystkim na wymianie wody oraz translokacji materii i zanieczyszczeń ze zlewni i ich akumulacji w zbiornikach. Procesy te, zachodzące w różnym zakresie i tempie, uzależnione są w dużym stopniu od warunków fizyczno-geograficznych zlewni i parametrów hydrologiczno-morfometrycznych akwenu, wpływających w różny sposób na uruchomienie związków biogenych i zasilanie jezior [1, 2].

Nadmierny dopływ związków biogenych do wód przyczynia się do stopniowego ich zeutrofizowania, co przy wysokiej podatności jezior na degradację może zachodzić bardzo intensywnie. Powoduje to pogorszenie warunków życia dla licznych organizmów żywych, a także ograniczenie możliwości gospodarczego wykorzystania wód. Postępująca eutrofizacja powoduje stopniowe zarastanie i wypływanie się akwenu, co w konsekwencji może doprowadzić do całkowitego zaniku ekosystemu jeziornego. Na proces ten narażone są zwłaszcza zbiorniki płytkie, poddane silnej antropopresji [3]. Dlatego też właściwe rozpoznanie i ograniczenie ilości zanieczyszczeń dopływających do jeziora ma kluczowe znaczenie w celu poprawy jakości wody i przeciwdziałaniu dalszej degradacji akwenu.

Badaniami objęto Jezioro Tomickie, charakteryzujące się wysokim stopniem zeutrofizowania wód [12, 19]. Akwen ten jest szczególnie narażonym na oddziaływanie zanieczyszczeń ze źródeł rolniczych, ze względu na rolniczy charakter zlewni oraz wysoki stopień zeutrofizowania wód rzeki Samicy Stęszewskiej, zasilającej jezioro [10, 13, 20]. Jezioro położone jest w otulinie Wielkopolskiego Parku Narodowego, a na południowym jego obrzeżu znajduje obszar chroniony „Rezerwat Trzcielińskie Bagno”, obejmujący swym zasięgiem lasy i bagna o łącznej powierzchni 38,14 ha. Jest to rezerwat ornitologiczny, w którym ochronie podlegają miejsca lęgowe ptactwa wodnego i błotnego. Jezioro charakteryzuje się wysokim stopniem zaniku [3], dlatego niezwykle istotne jest rozpoznanie obciążenia jeziora składnikami biogennymi w celu podjęcia najbardziej efektywnych działań ograniczających dalsze zanieczyszczenie wód.

Celem pracy jest rozpoznanie wielkości ładunków biogennych wprowadzanych do Jeziora Tomickiego oraz wyprowadzanych z akwenu w ciągu roku, ze wskazaniem głównych źródeł zanieczyszczenia wód zbiornika.

2. Metody badań

Badania wykonano na obszarze zlewni Jeziora Tomickiego w 2007 roku. Zmodyfikowany bilans zanieczyszczeń Jeziora Tomickiego został obliczony według metodyki zaproponowanej przez Bajkiewicz-Grabowską [2] opartej na równaniach Giercuszkiewicz-Bajtlik [7].

Ogólny wzór bilansowy jeziora:

$$L_{rz} = L_o + \Delta R \quad (1)$$

gdzie:

L_{rz} – zewnętrzne obciążenie jeziora fosforem (P) lub azotem (N) (rzeczywisty roczny ładunek) [g];

L_o – roczny ładunek fosforu lub azotu wynoszony z jeziora [g];

ΔR – roczny ładunek fosforu lub azotu retencjonowany w jeziorze [g].

$$(L_d + L_s + L_{sr} + L_o + L_l + L_k + L_r + L_a + L_z) = L_{od} + L_{wr} + \Delta R \quad (2)$$

gdzie:

- \mathcal{L}_d – roczny ładunek fosforu wnoszony do jeziora wodami dopływów [g];
 \mathcal{L}_s – roczny ładunek fosforu lub azotu wnoszony do zbiornika ze ściekami komunalnymi pochodzącymi ze źródeł punktowych w zlewni bezpośredniej jeziora [g];
 \mathcal{L}_{sr} – roczny ładunek fosforu lub azotu wnoszony do zbiornika ze ściekami pochodzenia rolniczego pochodzącymi ze źródeł punktowych w zlewni bezpośredniej jeziora [g];
 \mathcal{L}_o – roczny ładunek fosforu lub azotu ze źródeł obszarowych zlewni bezpośredniej jeziora [g];
 \mathcal{L}_l – roczny ładunek fosforu lub azotu pochodzący od ludności i turystów zamieszkałych na terenie nieskanalizowanym zlewni bezpośredniej jeziora [g];
 \mathcal{L}_k – roczny ładunek fosforu lub azotu wprowadzany do jeziora przez kąpiących się [g];
 \mathcal{L}_r – roczny ładunek fosforu lub azotu wprowadzany do jeziora z materiałem zarybieniowym [g];
 \mathcal{L}_a – ładunek fosforu lub azotu docierający do zbiornika wodnego z opadem atmosferycznym [g];
 \mathcal{L}_z – roczny ładunek fosforu lub azotu wnoszony do jeziora z zanętą rybacką [g];
 \mathcal{L}_{od} – roczny ładunek fosforu lub azotu wynoszony z jeziora z wodami odpływów [g];
 \mathcal{L}_{wr} – roczny ładunek fosforu lub azotu wynoszony z jeziora z rybami [g];
 ΔR – roczny ładunek fosforu lub azotu retencjonowany w jeziorze [g].

Składowe bilansu biogenów jeziora

Dopływ biogenów ciekami zasilającymi jezioro (\mathcal{L}_d)

$$\mathcal{L}_d = \sum_{i=1}^{i=h} \mathcal{L}_{di} \quad (3)$$

gdzie:

- \mathcal{L}_d – roczny ładunek fosforu lub azotu wprowadzany do jeziora dopływami [g];

L_{di} – roczny ładunek fosforu lub azotu wprowadzany do jeziora i-tym ciekim [g];

h – liczba cieków dopływających do jeziora.

Dopływ biogenów do jeziora wraz ze ściekami (L_{ξ})

$$L_{\xi} = (L_{\xi o} \cdot V_{\xi} \cdot L_{o\xi} \cdot 365)(1 - R_g) \quad (4)$$

gdzie:

$L_{\xi o}$ – jednostkowy ładunek azotu lub fosforu w ściekach oczyszczonych w przydomowej oczyszczalni ścieków [$\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$];

V_{ξ} – dobowa ilość ścieków oczyszczonych rozsączanych w glebie [$\text{m}^3 \cdot \text{dobę}^{-1}$];

$L_{o\xi}$ – ilość przydomowych oczyszczalni ścieków [szt.];

R_g – współczynnik retencjonowania biogenów w glebie.

Dopływ biogenów ze ściekami z produkcji zwierzęcej ($L_{\xi r}$)

Dopływ biogenów ze ściekami obliczono na podstawie szacowanej wielkości obsady inwentarza w zlewni rzeki Samicy Stęszewskiej przyjmując objętość ścieków produkowaną przez trzodę chlewną i zawartości N i P w gnojówce wg. Wrześniowskiego i in. [18].

Dopływ biogenów ze źródeł obszarowych (L_o)

$$L_o = (W_r A_r + W_{uz} A_{uz} + W_n A_n + W_l A_l + W_z A_z + W_a A_{z_l})(1 - R) + W_a A_j \quad (5)$$

gdzie:

W_r – współczynnik spływu obszarowego P lub N z użytków rolnych (Tabela 1) [$\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$];

A_r – powierzchnia użytków rolnych [ha];

W_{uz} – współczynnik spływu obszarowego P lub N z użytków zielonych (Tabela 1) [$\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$];

A_{uz} – powierzchnia użytków zielonych [ha];

W_n – współczynnik spływu obszarowego P lub N z nieużytków (Tabela 1) [$\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$];

A_n – powierzchnia nieużytków [ha];

W_l – współczynnik spływu obszarowego P lub N z obszarów leśnych (Tabela 1) [$\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$];

- A_l – powierzchnia lasów [ha];
 W_z – współczynnik spływu obszarowego P lub N z obszarów zabudowanych (Tabela 1) [$\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$];
 A_z – powierzchnia obszarów zabudowanych [ha];
 W_a – współczynnik dostawy fosforu lub azotu z opadem atmosferycznym [$\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$];
 A_{z1} – powierzchnia zlewni jeziora [ha];
 A_j – powierzchnia jeziora [ha];
 R – współczynnik retencji fosforu lub azotu w zlewni – dla P=0,573 dla N=0,41 [2].

Dopływ substancji biogenych z opadem atmosferycznym (\mathcal{L}_a)

$$\mathcal{L}_a = W_a \cdot A_j \quad (6)$$

gdzie:

- \mathcal{L}_a – ładunek fosforu lub azotu docierający do zbiornika wodnego z opadem atmosferycznym [g];
 W_a – współczynnik spływu fosforu lub azotu całkowitego z opadem atmosferycznym przyjęto wg danych IMGW dla Wielkopolski z 2006 roku [$\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$];
 A_j – powierzchnia jeziora [ha].

Dopływ biogenów ze źródeł rozproszonych (\mathcal{L}_l)

$$\mathcal{L}_l = (M \cdot W_l \cdot 365 + T \cdot W_l \cdot d_r)(1 - R_g) \quad (7)$$

gdzie:

- M – liczba ludności;
 W_l – współczynnik wydzielania fosforu lub azotu przez człowieka [$\text{g}\cdot\text{rok}^{-1}$];
 T – liczba turystów;
 d_r – liczba dni sezonu turystycznego w roku;
 R_g – współczynnik retencji fosforu lub azotu w glebie.

Ładunek biogenów wprowadzanych do jeziora przez kąpiących się (\mathcal{L}_k)

$$\mathcal{L}_k = d_r \cdot k \cdot W_k \quad (8)$$

gdzie:

- d_r – liczba dni sezonu turystycznego w roku;

k – liczba kąpiących się w jeziorze podczas sezonu turystycznego;
 W_k – współczynnik wprowadzania fosforu lub azotu przez kąpiących się
 [g·osoba⁻¹].

Ładunek biogenów wnoszonych do jeziora z zanętą rybacką (L_z)

$$L_z = L_w \cdot ds \cdot l_z \quad (9)$$

gdzie:

L_w – liczba wędkarzy;

ds – liczba dni sezonu wędkarskiego;

l_z – współczynnik wnoszenia N i P przez wędkarza – 18,19 g N i 3,27 g P [17].

Ładunek biogenów wnoszonych do jeziora z materiałem zarybieniowym (L_r) i wynoszony z jeziora z rybami (L_{wr}) obliczono na podstawie ilości materiału zarybieniowego wprowadzonego do jeziora i ilości odławianych ryb przez Polski Związek Wędkarski oraz wartości odżywczych poszczególnych gatunków ryb [6]. Dane uzyskano z Zakładu Rybacko-Wędkarskiego w Poznaniu.

Wielkość biogenów wynoszona z wodami odpływów (L_{od})

$$L_{od} = \sum_{i=1}^{i=h} L_{odi} \quad (10)$$

gdzie:

L_{od} – roczny ładunek fosforu lub azotu wyprowadzany z jeziora odpływami [g];

L_{odi} – roczny ładunek fosforu lub azotu wyprowadzany z jeziora i-tym ciekim [g];

h – liczba cieków opływających z jeziora.

Charakterystykę struktury użytkowania gruntów w zlewni jeziora opracowano przy użyciu programu komputerowego MapMaker na podstawie map topograficznych w skali 1:10 000 i 1:25 000. Analizę i ocenę gleb wykonano na podstawie map glebowych Pojezierza Poznańskiego opracowanych przez Marcinka [14]. Charakterystykę gospodarki wodnościekowej na terenie zlewni jeziora opracowano na podstawie danych

otrzymanych z Urzędu Gminy Dopiewo, Urzędu Miasta i Gminy Stęszew, Biura Projektowego „BIPROWODMEL” w Poznaniu, Przedsiębiorstwa Usług Komunalnych w Dopiewie oraz obserwacji własnych. Dane zarybieniowe i wielkość odłowów uzyskano z Polskiego Związku Rybactwa.

Tabela 1. Współczynniki rocznego odpływu biogenów z różnego rodzaju powierzchni

Table 1. Annual indexes of nutrient output from different types of land use

Sposób użytkowania terenu	Źródło danych	N min. kg N·ha ⁻¹ ·rok ⁻¹	P kg Pcałk.·ha ⁻¹ ·rok ⁻¹
Lasy (W _l)	[7]	6,5	0,20
Łąki i pastwiska (W _{uz})	[7, 8]	5,5	0,20
Zabudowania (W _z)	[7]	6,0	0,90
Grunty orne (W _r)	[7]	10,1	0,56

Analizy jakości wód dopływających i odpływających z Jeziora Tomickiego wykonywano comiesięcznie w Katedrze Ekologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu. Zakres badań wody w Jeziorze Tomickim oraz Samicy Stęszewskiej obejmował oznaczenia w wodzie następujących wskaźników:

- fosfor reaktywny - kolorymetrycznie z kwasem askorbinowym (HACH DR/2400);
- fosfor ogólny - metodą mineralizacji nadsiarczanem w środowisku kwaśnym (HACH DR/2400);
- azot amonowy - kolorymetrycznie, metodą salicylanową (HACH DR/2400);
- azot azotanowy - kolorymetrycznie, metodą salicylanową (HACH DR/2400);
- azot azotynowy - spektrofotometrycznie (HACH DR/2400).

Pomiary przepływu wody rzeki Samicy Stęszewskiej na dopływie do jeziora mierzono comiesięcznie młynkiem hydrometrycznym przez Katedrę Melioracji i Kształtowania Środowiska Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu ramach grantu nr 2 P06S 026 28. Przepływ na odpływie z jeziora obliczono na podstawie metody analogii do punktu położonego poniżej jeziora w kilometrze rzeki 13+115, w miejscowości Stęszewo.

3. Opis terenu

Jeziro Tomickie położone jest 26 km na zachód od Poznania ($52^{\circ}19'07,6''$ szerokości geograficznej i $16^{\circ}37'45,5''$ długości geograficznej), na granicy gminy Stęszew oraz Dopiewo. Zlewnia jeziora położona jest na Nizinie Wielkopolskiej w rejonie Wysoczyzny Poznańskiej. Według podziału fizyczno-geograficznego jest to Pojezierze Poznańskie [9].

Jeziro Tomickie to akwen przepływowy, leżący w biegu Samicy Stęszewskiej poniżej Jeziora Niepruszewskiego. Ma kształt lekko wydłużony z południowego wschodu na północny zachód. Cechy morfometryczne akwenu są niekorzystne. Jest to zbiornik o niewielkiej powierzchni (36,0 ha), polimiktyczny o średniej głębokości 1,7 m i maksymalnej 2,7 m [3]. Na dnie zbiornika zalega gruba warstwa osadów organicznych. Zlewnia całkowita Jeziora Tomickiego wynosi $100,3 \text{ km}^2$ i stanowi górną część zlewni rzeki Samicy Stęszewskiej do przekroju poniżej zbiornika. Zlewnia bezpośrednia obejmuje powierzchnię 110,7 ha.

Powierzchnia zlewni bezpośredniej Jeziora Tomickiego pokryta jest przede wszystkim ciężkimi glebami płowymi wytworzonymi z glin [14]. Są to gleby gruntowo- i opadowo-glejowe oraz zaciekowe gruntowo- i opadowo-glejowe, wytworzone z glin zwałowych oraz piasków naglinowych lekkich i średnich. Poza glebami płowymi występują również gleby torfowe i torfowo-murszowe położone w zlewni bezpośredniej jeziora.

Zlewnia bezpośrednia Jeziora Tomickiego posiada niekorzystną z punktu widzenia ochrony wód strukturę użytkowania. Przeważają tu grunty orne, zajmujące powierzchnię 67,3 ha, tj. 60,8% powierzchni zlewni bezpośredniej akwenu. Pomiedzy zbiornikiem wodnym a gruntami ornymi istnieje naturalna bariera w postaci lasów oraz łąk, ograniczająca dopływ zanieczyszczeń. Największe połacie leśne występują w północno-wschodniej części zlewni, izolując miejscowość Lisówki i ograniczając bezpośredni wpływ wsi na zbiornik wodny. Miejscowości Mirosławki oraz Tomice zlokalizowane na zachodnim brzegu jeziora, zajmują powierzchnię 4,8 ha, tj. 4,3% całkowitej zlewni bezpośredniej Jeziora Tomickiego.

4. Wyniki badań

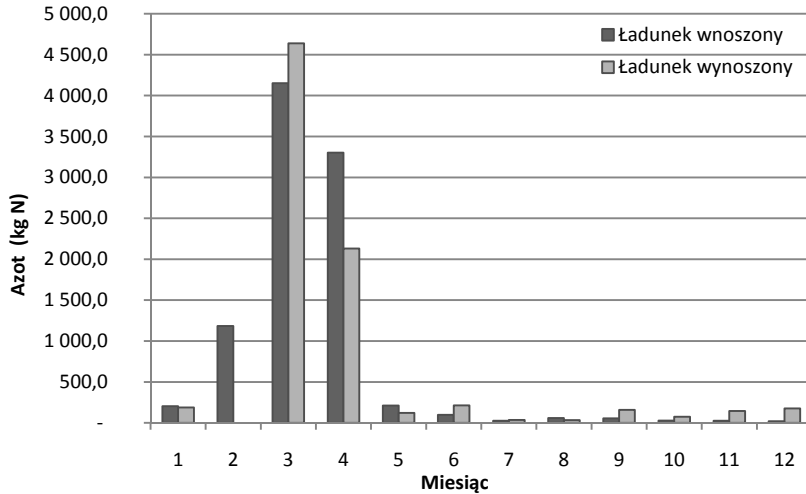
Badania wielkości ładunku biogenów wnoszonych z dopływem rzeczonym do Jeziora Tomickiego obliczono na podstawie badań wielko-

ści przepływu wody oraz stężenia biogenów w wodzie rzeki Samicy Stęszewskiej, będącej jedynym ciekim zasilającym jezioro przez cały rok. Analiza sezonowej dostawy ładunków biogenów wykazuje, że największa ilość azotu i fosforu wnoszona była do jeziora wiosną, zwłaszcza w marcu i w kwietniu. Wówczas zostało wprowadzone do jeziora 77% azotu i 69% fosforu z całkowitej ilości biogenów dopływających rzeką do jeziora (Rys. 1, 2).

Największy ładunek azotu stwierdzono w miesiącach wiosennych, zwłaszcza w marcu i kwietniu, natomiast najmniejszy ładunek dopływał w lipcu (podczas najmniejszych przepływów oraz najniższych stężeń notowanych w ciągu roku) oraz w październiku i listopadzie (Rys. 1). Samica Stęszewska wraz z wodami wniosła w ciągu roku do Jeziora Tomickiego 1185,8 kg N-NH₄, 8081,2 kg N-NO₃ oraz 97,1 kg N-NO₂, tj. odpowiednio 13%, 82% i 1% ilości azotu mineralnego wnoszonego do akwenu.

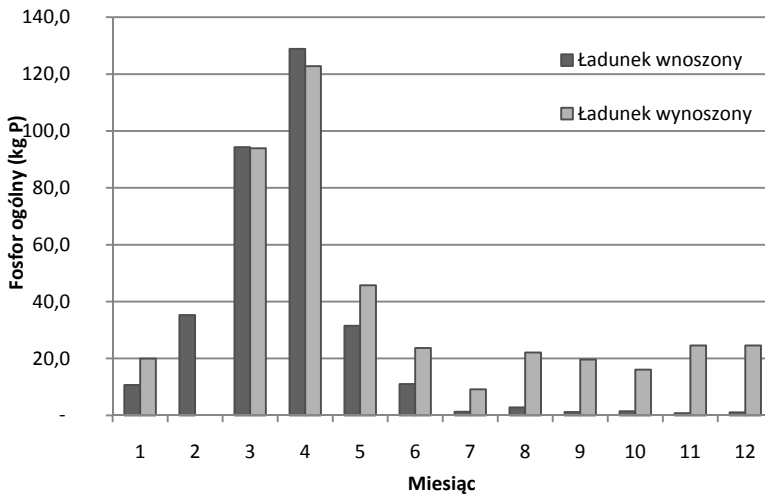
Analogiczną dynamikę wielkości ładunku azotu stwierdzono na odpływie wody z jeziora rzeką Samicą Stęszewską. Największą dostawę stwierdzono w okresie wiosennym, a najmniejszą latem, podczas niskich przepływów wody w rzece. W ciągu roku z Jeziora Tomickiego z wodami rzeki odpłynęło 7918,6 kg N, z czego największy procent stanowił azot w formie azotanowej (82,5%). Analizując wielkości ładunków zanieczyszczeń transportowanych z wodami Samicy Stęszewskiej można zauważyć największy udział azotanów. Prawie 1,6 tony N-NO₃ zostało zatrzymane w Jeziorze Tomickim, tj. 15,4% ładunku dopływającego. W przypadku pozostałych związków biogenych saldo pozostaje ujemne.

Największy ładunek fosforanów i fosforu ogólnego z wodami rzeki był wnoszony również w okresie wiosennym (Rys. 2). Ze względu na czterokrotnie większe przepływy powodowane roztopami wiosennymi oraz spuszczenie wody piętrzonej w Jeziorze Niepruszewskim, z wodami rzeki Samicy Stęszewskiej w marcu i kwietniu dopłynęło do Jeziora Tomickiego 302,72 kg P, tj. 69% całkowitego rocznego ładunku fosforu. W sumie w ciągu całego roku 2007 jezioro przyjęło 320,17 kg P, z czego 27% stanowiły formy przyswajalne. Z jeziora zostało wyniesionych z wodami rzeki ponad 32% ładunku wprowadzonego rzeką, tj. 102,18 kg P (Tab. 2).



Rys. 1. Miesięczne ładunki azotu wnoszone oraz wynoszone z Jeziora Tomickiego z wodami Samicy Stęszewskiej w 2007 roku

Fig. 1. Monthly total nitrogen inputs and outputs into and out of the Samica Stęszewska River to Lake Tomickie in 2007



Rys. 2. Miesięczne ładunki fosforu wnoszone oraz wynoszone z Jeziora Tomickiego z wodami Samicy Stęszewskiej w 2007 roku

Fig. 2. Monthly total phosphorus inputs and outputs into and out of the Samica Stęszewska River to Lake Tomickie in 2007

Tabela 2. Sumaryczne ilości azotu i fosforu wnoszonych i wynoszonych z wodami rzeki**Table 2.** Total nitrogen and phosphorus inputs and outputs with the river waters

Składnik	Wnoszone kg	Wynoszone kg	Wnoszone %	Wynoszone %
N-NH ₄	1185,8	1269,4	12,7	16,0
N-NO ₃	8081,2	6532,0	86,3	82,5
N-NO ₂	97,1	117,2	1,0	1,5
Suma	9364,1	7918,6	100	100
Pog	320,2	422,4	100	100
w tym:				
P-PO ₄	119,7	198,1	27,2	31,9

Źródła obszarowe, obejmujące spływy powierzchniowe z gruntów ornych, obszarów leśnych, terenów zabudowanych, łąk i pastwisk oraz opad atmosferyczny na powierzchnię jeziora, dostarczyły około 10% całkowitego ładunku dopływającego do akwenu (Tab. 5). W 2007 roku źródła te zasiły zbiornik w 1176,5 kg azotu oraz 50,7 kg fosforu. Największy udział w dostawie azotu i fosforu ze źródeł przestrzennych miały spływy z obszarów rolniczych, dostarczające do jeziora 679,7 kg N i 37,7 kg P, tj. odpowiednio 58% i 74% tych składników dopływających do jeziora ze źródeł obszarowych (Tab. 3).

Tabela 3. Ładunek azotu i fosforu wnoszony do jeziora ze źródeł obszarowych
Table 3. Load of nitrogen and phosphorus discharged into the lake from the area sources

Składnik bilansu	Azot		Fosfor	
	kg N	%	kg P	%
Grunty orne	679,7	57,78	37,7	74,35
Obszary leśne	110,5	9,39	3,4	6,71
Użytki zielone	118,8	10,10	4,3	8,52
Tereny zabudowane	28,8	2,45	4,3	8,52
Opad atmosferyczny	238,7	20,29	0,9	1,90
Suma	1176,5	100,0	50,7	100,0

W 2007 roku ze źródeł rozproszonych do jeziora wprowadzonych zostało 1248,4 kg azotu oraz 173,7 kg fosforu (Tab. 4), tj. około 11% ładunku azotu i 32% ładunku fosforu wnoszonych do zbiornika (Tab. 5). Spośród źródeł punktowych największy udział zanieczyszczeń pochodził z nielegalnych zrzutów ścieków z gospodarstw rolnych. Stwierdzono również zrzuty ścieków pochodzących z domków letniskowych zlokalizowanych w bezpośrednim sąsiedztwie jeziora. Szacunkowy ładunek wnoszony do jeziora wynosił 170,1 kg P i 1217,7 kg N. Według danych szacunkowych w postaci zanęt wędkarskich wprowadzonych zostało 1,8 kg P i 10,0 kg N. W ramach zarybiania przez Polski Związek Wędkarski w 2007 roku wprowadzono do jeziora 19,4 kg azotu oraz 1,5 kg fosforu. W wyniku odłowów wyniesiono z jeziora 126,0 kg N i 4,2 kg P. Największy udział w ilości fosforu wynieszonego z rybami miał sandacz i węgorz, azotu – leszcz, sandacz i węgorz.

Bilans biogenów dla Jeziora Tomickiego w 2007 roku wypadł niekorzystnie. Wyniki wskazują na znaczną retencję azotu i fosforu w akwenu, która wynosiła 3,7 ton azotu (N) i 0,12 ton fosforu (P).

Tabela 4. Ładunek zanieczyszczeń wnoszony do jeziora ze źródeł rozproszonych

Table 4. Load of nitrogen and phosphorus entering the lake from non-point sources

Źródła rozproszone	Azot		Fosfor	
	kg N	%	kg P	%
Oczyszczalnie ścieków	1,0	0,08	0,2	0,12
Nielegalne zrzuty ścieków	1216,7	97,46	170,0	97,86
Kąpiący się	0,36	0,03	0,018	0,01
Materiał zarybieniowy	19,4	1,55	1,5	0,86
Zanęty wędkarskie	10,9	0,87	2,0	1,15
Razem	1248,4	100	173,7	100

Tabela 5. Wielkości składników bilansowych Jeziora Tomickiego w 2007 roku
Table 5. Nutrient balance of Lake Tomickie in 2007

Składnik bilansu	Azot		Fosfor	
	kg N	%	kg P	%
DOPIYW				
Dopływ ciekim	9364,1	79,43	320,2	58,81
Dopływ ze źródeł obszarowych	1176,5	9,98	50,6	9,29
Dopływ ze źródeł rozproszonych	1248,4	10,59	173,7	31,90
Suma	11789,0	100	544,4	100
ODPIYW				
Odpływ z ciekim	7918,6	98,40	422,4	99,02
Odlów ryb	126,0	1,60	4,2	0,98
Suma	8044,6	100	426,6	100
Retencja biogenu	3744,4	31,76	117,8	21,66

5. Dyskusja

Badania wykazały istotny wpływ zasilania jeziora wodami rzeki Samicy Stęszewskiej. Tą drogą dociera 79% azotu i 59% fosforu. Duży dopływ tego typu zanieczyszczeń jest konsekwencją wybitnie rolniczego charakteru zlewni rzeki. Zgodnie z Rozporządzeniem Dyrektora Regionalnego Zarządu Gospodarki Wodnej w Poznaniu z dnia 2 grudnia 2003 roku górna część zlewni Samicy Stęszewskiej do przekroju poniżej Jeziora Niepruszewskiego uznana została za obszar szczególnie narażony na zanieczyszczenia wód azotanami pochodzenia rolniczego [5]. Ma to odzwierciedlenie we wzroście wnoszonego ładunku składników, zwłaszcza azotanów, z wodami rzeki obserwowany w okresie wczesnowiosennym, spowodowane przede wszystkim wymywaniem azotu z pól, pozbawionych pokrywy roślinnej oraz w wyniku roztopów wiosennych [4, 13]. Jak wskazują badania Wiśniewskiego [18] i Bajkiewicz-Grabowskiej [2] dopływy bardzo często stanowią główne źródło zanieczyszczeń wnoszonych do akwenu.

Bardzo trudna do oszacowania jest rzeczywista wielkość biogenów pochodząca z rozproszonych źródeł zanieczyszczeń. Największy udział stanowiły nielegalne zrzuty gnojówki z hodowli trzody chlewnej. Wizja terenowa wykazała również na znaczne ilości biogenów docierające do jeziora z przydomowych oczyszczalni ścieków, które nie spełniają dobrze swoich funkcji. Kolmatacja gruntu po około 10 latach eksploatacji

oczyszczalni uniemożliwia skuteczne działanie drenażu rozłączającego. Stwierdzono zasilanie ściekami z przydomowych oczyszczalni ścieków stawów rybnych, położonych w bezpośrednim sąsiedztwie jeziora.

Niekorzystnym zjawiskiem może być również wtórne uwalnianie się fosforu z osadów dennych akwenu, zwłaszcza w okresie letnim. W ostatnich latach obserwuje się w Jeziorze Tomickim okresowe, miejscowe niedobory tlenu. Jak wskazują badania Ławniczak i in. [12] stwierdza się zakłócenie zdolności buforowych i wysoki stopień zakłócenia równowagi ekologicznej jeziora. Jednakże w bilansie wtórne zasilanie jeziora nie zostało ujęte ze względu na brak szczegółowych danych o intensywności tego procesu.

Jezioro Tomickie jest zbiornikiem przepływowym, jednak wymiana wody jest niewystarczająca aby skutecznie usunąć nadmiar biogenów skumulowany w akwenu. Badania zawartości związków biogenych w wodach cieką zasilającego jezioro oraz z niego odpływającego wykazały duży wpływ ekosystemu jeziornego na jakość przepływającej wody w wyniku procesów zachodzących w zbiorniku [12, 19]. Obserwuje się retencję biogenów w Jeziorze Tomickim, co wpływa na jakość wody rzeki Samicy Stęszewskiej. Akwen kompensuje częściowo przepływ biogenów rzeką, co jednak ujemnie oddziałuje na jakość wód i stan ekologiczny samego jeziora [11, 12, 20].

Ze względu na wybitnie rolniczy charakter zlewni Jeziora Tomickiego i niską odporność jeziora na degradację niezwykle ważne jest utrzymanie odpowiedniej strefy ochronnej wokół akwenu. Propagowanie zrównoważonego rolnictwa oraz utrzymanie i tworzenie nowych naturalnych barier ochronnych w postaci zadrzewień i łąk, eliminujących lub przynajmniej ograniczających bezpośredni dopływ zanieczyszczeń ze zlewni bezpośredniej jeziora, z pewnością może poprawić jego stan troficzny.

Konieczne jest ograniczenie dopływu antropogenicznych ładunków składników biogenych do jeziora, a przede wszystkim wyeliminowanie bezpośrednich zrzutów ścieków do jeziora i uporządkowanie gospodarki ściekowej, zwłaszcza w miejscowościach zlokalizowanych w zlewni bezpośredniej jeziora, przy jednoczesnym stosowaniu zasad Kodeksu Dobrej Praktyki Rolniczej na obszarze zlewni.

Konieczne jest także nawiązanie współpracy sąsiednich gmin w celu wyeliminowania zanieczyszczeń docierających do Jeziora Niepruszewskiego, a także występujących w zlewni. Są to działania przynoszą-

ce efekty, na które jednak trzeba długo czekać. Wyniki badań wskazują na konieczność wprowadzenia środków ochronnych ograniczających dostawy zanieczyszczeń i zapobiegających pogarszaniu się i tak złej jakości wody Jeziora Tomickiego. Ograniczenie zanieczyszczeń ze źródeł obszarowych, związanych z gospodarką rolną oraz komunalną wymaga kompleksowego podejścia do problemu na terenie całej zlewni jeziora a nie tylko w bezpośrednim sąsiedztwie omawianego zbiornika.

Działania te nie rozwiążą jednak problemu zanieczyszczenia zbiornika, ze względu na zbyt dużą ilość skumulowanych w nim zanieczyszczeń. Wyniki badań bezsprzecznie wskazują na konieczność ograniczenia ilości zanieczyszczeń docierających do jeziora oraz podjęcie działań rekultywacyjnych w akwenu.

6. Wnioski

1. Bilans biogenów wykazał roczną 31% retencję azotu i 22% fosforu w akwenu, co niewątpliwie wpływa na procesy zarastania i wypłymania Jeziora Tomickiego.
2. Głównym dostawcą biogenów wnoszonych do jeziora w 2007 roku była rzeka Samica Stęszewska, z którą zostało dostarczane ok. 79% całkowitego ładunku azotu i 59% ładunku fosforu trafiającego do akwenu.
3. Największy ładunek biogenów wprowadzanych był rzeką w okresie wiosennym, podczas wysokich przepływów wody i wysokich stężeń składników pokarmowych.
4. Spośród źródeł punktowych największy ładunek zanieczyszczeń pochodził z nielegalnych zrzutów ścieków, które mają znaczący udział w dopływie fosforu do jeziora.
5. Badania wskazują konieczność podjęcia radykalnych działań ograniczających dalszy dopływ zanieczyszczeń do Jeziora Tomickiego w celu zapobiegnięcia dalszej jego degradacji i zaprzestania procesów zanikania akwenu.

Literatura

1. **Bajkiewicz-Grabowska E.:** *Oporność jezior systemu rzeczno-jeziornego Krutyni (Pojezierze Mazurskie) i ich zlewni na degradację.* W: Hillbricht-Ilkowska A. (red.) *Funkcjonowanie systemów rzeczno-jeziornych w krajo-brazie pojeziernym: rzeka Krutynia (Pojezierze Mazurskie).* Instytut Ekolo-gii PAN Warszawa, 43-61, 1996.
2. **Bajkiewicz-Grabowska E.:** *Obieg materii w ekosystemach rzeczno-jeziornych.* Uniwersytet Warszawski. Wydz. Geografii i Studiów Regio-nalnych, Warszawa, 2002.
3. **Choiński, A.:** *Katalog jezior polskich.* Wydawnictwo Uniwersytetu Ada-ma Mickiewicza, Poznań, 2006.
4. **DEFRA:** *Diffuse nitrate pollution from agriculture – strategies for reduc-ing nitrate leaching. Consultation on implementation of the Nitrates Direc-tive.* ADAS Report, England, 52, 2007.
5. Dziennik Urzędowy Województwa Wielkopolskiego z dnia 12 grudnia 2003 r., Nr 192, poz. 3568.
6. **Elmadfa I., Muskat E.:** *Wielkie tabele kalorii i wartości odżywczych.* Wyd. MUZA, 2009.
7. **Giercuszkiwicz-Bajtlik M.:** *Prognozowanie zmian jakości wód stoją-cych.* Instytut Ochrony Środowiska. Warszawa, 1990.
8. **Kajak Z.:** *Eutrofizacja jezior.* PWN, Warszawa, 1979.
9. **Kondracki J.:** *Geografia regionalna Polski.* Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2000.
10. **Ławniczak A.E., Zbierska J., Machuła S.:** *Effect of shallow lakes on ni-trogen form concentrations in river ecosystems.* *Limnological Review* 9, 1: 61-66, 2009.
11. **Ławniczak A.E., Zbierska J., Machuła S., Choiński A.:** *Fluvial lakes affect on phosphorus and potassium concentrations in the Samica Sęszewska River.* *Limnological Review.* w druku, 2010.
12. **Ławniczak A.E., Zbierska J., Choiński A.:** *Ocena stanu ekologicznego jezior w odniesieniu do Ramowej Dyrektywy Wodnej.* *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 540: 55-67, 2009.
13. **Ławniczak A.E., Zbierska J., Kupiec J.:** *Changes of nutrient concentra-tions in water sensitive to nitrate pollution from agricultural sources in the Samica Sęszewska River catchment.* *Annals of Warsaw University of Life Sciences, Land Reclamation,* 40: 15-25, 2008.
14. **Marcinek J.:** *Mapa gleb Pojezierza Poznańskiego.* Skala 1:500 000. *Kat. Glebozn. Melior.* UP Poznań, niepublikowana, 2001.

15. Rozporządzenie Dyrektora Regionalnego Zarządu Gospodarki Wodnej w Poznaniu z dnia 2 grudnia 2003 roku w sprawie określenia wód wrażliwych na zanieczyszczenia związkami azotu ze źródeł rolniczych oraz obszarów szczególnie narażonych, z których odpływ azotu ze źródeł rolniczych do tych wód należy ograniczyć. Dz. U. nr 192, poz.3568.
16. **Wiśniewski G.:** *Wpływ zlewni cząstkowych rzeki Maruszy na bilans hydrologiczny i bilans biogenów w Jeziorze Rudnickim Wielki w Grudziądzu w latach 1994-1996.* Praca doktorska. Wydz. Ochrony Środowiska, Olsztyn, 2001.
17. **Wolos A., Mioduszevska H.:** *Wpływ stosowania przez wędkarzy zanęt na efekty wędkowania i bilans biogenów ekosystemów wodnych.* Kom. Ryb. 1: 23-27, 2003.
18. **Wrześniowski Z., Sosnowska W., Stempel R.:** *Tabele pomocnicze do planowania rolniczej działalności gospodarczej.* Wydaw. ART, Olsztyn, 1997.
19. **Zbierska J., Ławniczak A.:** *Jakość wody w Jeziorach Niepruszewskim i Tomickim, położonych w rolniczej zlewni rzeki Samicy Stęszewskiej w latach 1999-2000.* Zesz. Probl. PNR. 476: 519-526, 2001.
20. **Zbierska J., Ławniczak A.:** *Ocena jakości wody w rzece Samicy Stęszewskiej i źródeł zanieczyszczeń w jej zlewni.* Zesz. Probl. PNR. 476: 527-535, 2001.

Nutrient Balance of Tomickie Lake

Abstract

Lakes are most sensitive to environmental changes and play an important role in nutrient cycle in their catchment. Due to their natural features such as reduction of the land fill, they may cumulate organic matter from the catchment. Excess supply of nutrients to water bodies contributes to gradual water eutrophication. This process can occur rapidly, particularly in shallow lakes, which are more susceptible to degradation. This also results in deterioration of habitat conditions for many organisms and limits the economic use of water. Eutrophication may lead to gradual shallowing and shrinkage of water bodies, and, consequently, to disappearance of lakes. Thus, proper diagnosis and reduction in the amount of pollutants flowing into lakes are key factors to improve water quality and prevent their further degradation. The aim of the study was to estimate the load of nitrogen and phosphorus to Lake Tomickie.

In order to determine the rate of nutrient loading to the lake, nutrient retention and to recognise major sources of nutrients, modified method of Ba-

jkiewicz-Grabowska was used. Nutrient balance was calculated based on data obtained in 2007. Water quality in the river was measured monthly.

Results showed a significant contribution of the Samica Steszewska River to nutrient supply to the lake. Approximately 79% load of nitrate and 59% load of phosphate was delivered with river water, mostly during spring time. This was probably the consequence of agricultural land use of the catchment, as indicated by high nitrate concentrations in the water in March and April. It was very difficult to estimate pollution loads from non-point sources, particularly from farms specialised in pig production and household sewage treatment. Discharge of sewage to fish ponds located close to the lake was observed. Non-point sources provided about 11% of nitrate and 32% of phosphorus loads to the lake. The nutrient balance in Lake Tomickie was unfavourable. The obtained results indicate significant amounts of nutrients accumulated in the lake; it was estimated at the level of 3.7 tons nitrate and 0.12 tons of phosphate per year. Reduction of pollution sources is necessary to prevent further degradation of the lake.



Hydrauliczne badania modelowe filarów mostowych na przykładzie wybranych mostów Opola

Tomasz Tymiński

Uniwersytet Przyrodniczy, Wrocław

1. Wstęp

W procesie projektowania obiektów hydrotechnicznych w jednokowej mierze należy położyć nacisk na obliczenia konstrukcyjne, związane ze statecznością i wytrzymałością budowli, jak również na analizę (np. położenia zwierciadła wody) i poprawne wymiarowanie hydrauliczne budowli wodnych lub ich elementów.

Podczas przepływu wody przez zabudowany przekrój mostowy następuje spiętrzenie wody przed budowlą hydrotechniczną. Wysokość tego spiętrzenia zależy głównie od geometrii koryta, natężenia przepływu, rodzaju ruchu, a przede wszystkim od kształtu przyczółków i filarów mostowych [3]. Do najczęściej stosowanych w praktyce metod obliczania spiętrzenia wody przed mostem należy zaliczyć: metodę wynikającą z zasady zachowania energii mechanicznej strumienia [5, 7], empiryczną metodę Rehbocka [1, 3, 4] i empiryczną metodę Yarnella [1, 3]. Metody te uwzględniają w swoich formułach obliczeniowych parametry charakteryzujące geometrię filarów.

Niewłaściwie dobrane przez konstruktorów kształty przyczółków i filarów mostowych zwiększają ryzyko powstawania zatorów i lokalnych podpiętrzeń zwierciadła wody. Wezbrane rzeki niosą z sobą różne-

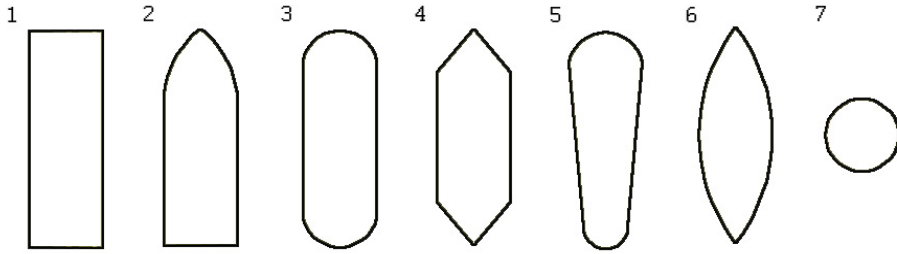
go rodzaju materiały np. namuły, kłody drzew, gałęzie, śmieci, które często zatrzymują się na filarach mostów piętrząc wodę i hamując przepływ (rys. 1). Problem ten nabiera szczególnego znaczenia zwłaszcza zimą, w aspekcie niekorzystnych zjawisk lodowych (rys. 11) i powodzi zatorowych. Najlepszą drogą określenia optymalnego hydraulicznie kształtu filarów mostowych są badania eksperymentalne.



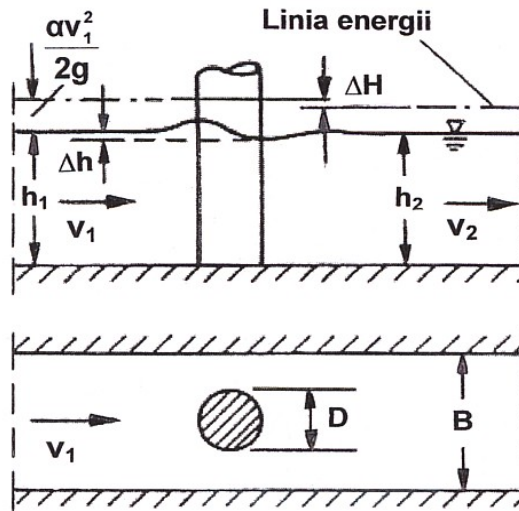
Rys. 1. Skutki nie najlepiej dobranego kształtu filara mostu
Fig. 1. Results of inappropriately selected shape of bridge pier

2. Metodyka i zakres badań laboratoryjnych

W Laboratorium Wodnym Instytutu Inżynierii Środowiska Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu przeprowadzono badania hydrauliczne opływu modeli pojedynczych filarów mostowych o różnego rodzaju kształtach (rys. 2), charakterystycznych dla wybranych mostów Opola (rys. 4-8). Wielkość obiektów w naturze oraz możliwości techniczne laboratorium umożliwiły odwzorowanie filarów w skali 1:20. Rozpatrując działanie sił przy przepływie wody przez przekrój mostowy można stwierdzić, że dominującą rolę odgrywa tu siła ciężkości. Wpływ innych czynników (np. lepkości) jest w tym przypadku niewielki i można je pominąć. Do przeliczeń odpowiednich wartości z modelu na naturę i odwrotnie zastosowano właściwe dla tego przypadku hydrodynamiczne kryterium podobieństwa Froude'a [4, 6, 8].



Rys. 2. Kształty badanych filarów
Fig. 2. Shape of investigated bridge pillars



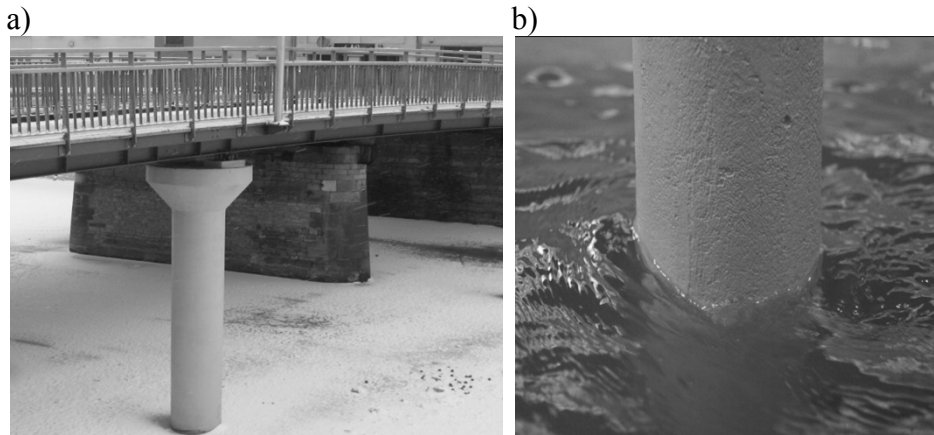
Rys. 3. Schemat ideowy badań
Fig. 3. Schematic diagram of research

Główną ideą badań było potraktowanie filara jako przeszkody powodującej lokalne piętrzenie wody oraz próba wyznaczenia najbardziej opływowego kształtu filara. Opływowość poszczególnych kształtów filarów mostowych badano metodą pomiarów i obserwacji spiętrzenia Δh zwierciadła wody przed filarem (rys. 3) oraz rozkładów prędkości lokalnej strumieni wody wokół filara (rys. 10). Do pomiarów prędkości miejscowych wykorzystano sondę elektromagnetyczną typu PEMS (rys.

5, 6), a głębokości: h_1 przed i h_2 za filarem, mierzono za pomocą dwóch wodowskazów szpilkowych o dokładności $\pm 0,1$ mm.

Pomiary natężenia przepływu, prędkości lokalnych oraz spiętrzenia zwierciadła wody na badanych filarach przeprowadzono dla następujących parametrów hydraulicznych:

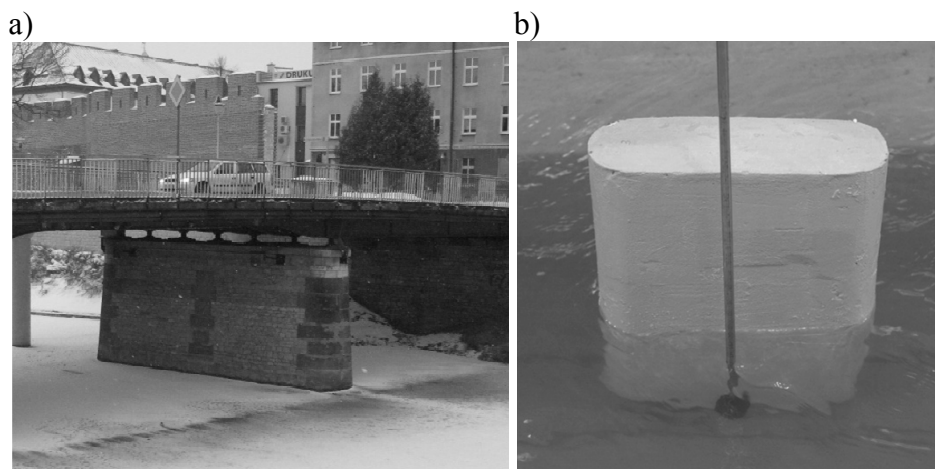
- przepływ jednostkowy $q = 0,037 \text{ m}^3/(\text{s}\cdot\text{m})$,
- głębokość w korycie bez filarów $h = h_2 = 210 \text{ mm}$,
- spadek dna koryta $I = 0,3\text{‰}$,
- prędkość miejscowa $v = 0,010 \div 0,593 \text{ m/s}$,
- spiętrzenia zwierciadła wody na filarze $\Delta h = 7 \div 30 \text{ mm}$.



Rys. 4. a) Kładka dla pieszych przy moście Katedralnym, b) Model badawczy filara nr 7/rys. 2

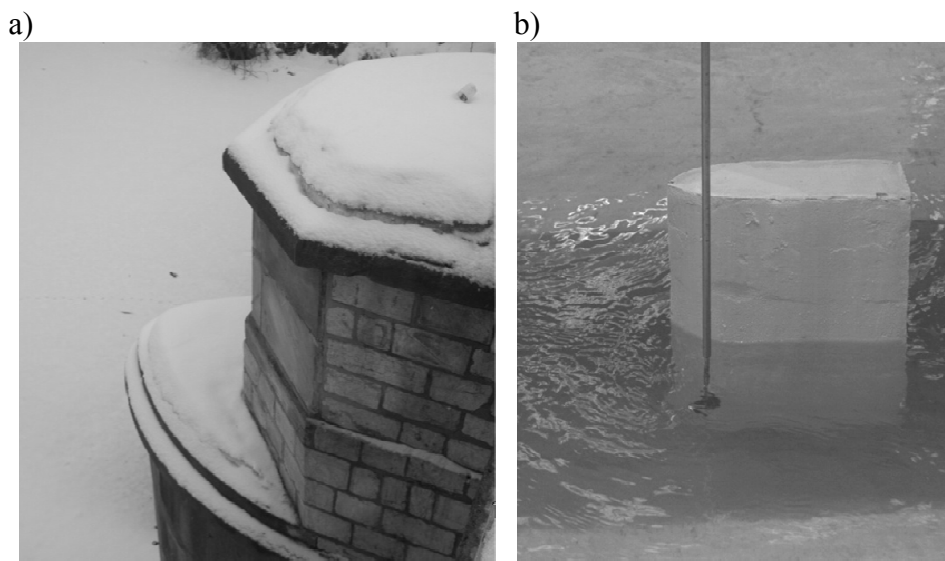
Fig. 4. a) Footbridge next to the Cathedral Bridge (Most Katedralny), b) Research model of pier no. 7/Fig. 2

Wyniki pomiarów hydraulicznych na modelach wykorzystano do obliczenia dla każdego z filarów współczynników strat miejscowych ζ [4, 6, 9], współczynników oporów opływu c_w [4, 8] oraz współczynników kształtu: δ – Rehbocka i K – Yarnella [1, 3]. Porównywanie wartości tych współczynników (tab. 2, 3) przyjęto za kryterium oceny opływowości badanych filarów.



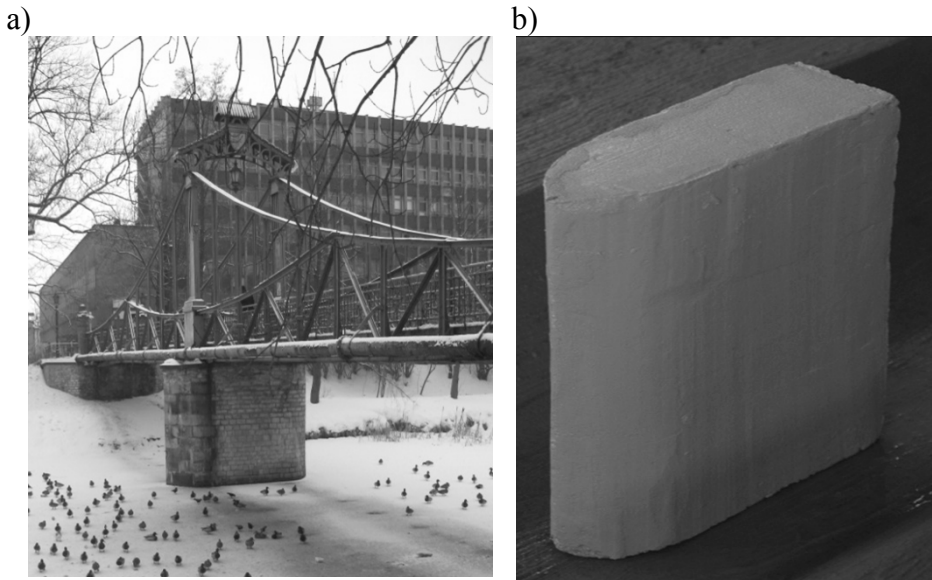
Rys. 5. a) Most Katedralny – typ filara nr 3/rys. 2, b) Pomiar prędkości lokalnej sondą elektromagnetyczną PEMS

Fig. 5. a) The Cathedral Bridge (Most Katedralny) – type of pier no. 3/Fig. 2, b) Measurement of local velocity with a PEMS electromagnetic sensor



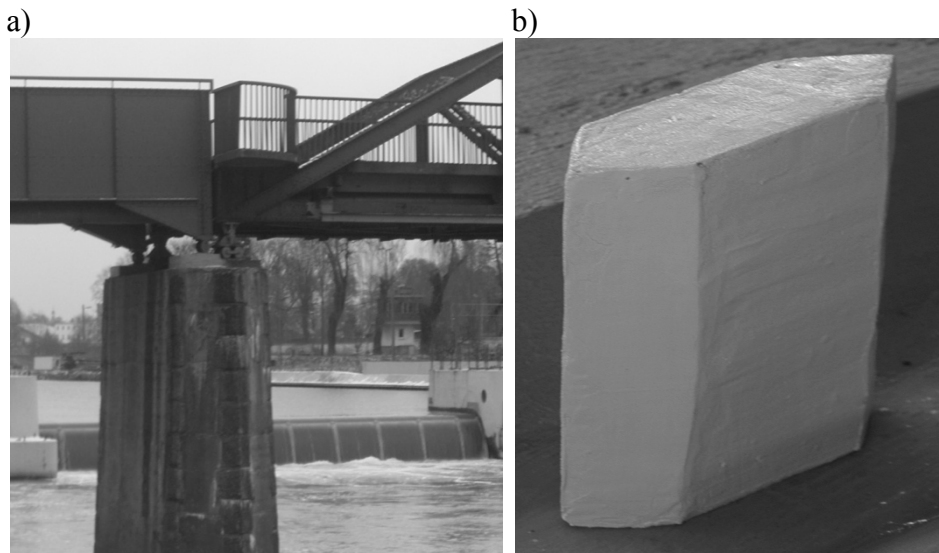
Rys. 6. a) Most Zamkowy – typ filara nr 2/rys. 2, b) Pomiar rozkładu prędkości sondą elektromagnetyczną PEMS

Fig. 6. a) The Castle Bridge (Most Zamkowy) – type of pier no. 2/Fig. 2, b) Measurement of velocity distribution with a PEMS electromagnetic sensor



Rys. 7. a) Most Groszowy, b) Model badawczy filara nr 2/rys.2

Fig. 7. a) The Groszowy Bridge, b) Research model of pier no. 2/Fig.2



Rys. 8. a) Most na wyspę Bolko, b) Model badawczy filara nr 4/rys.2

Fig. 8. a) The bridge to the Bolko Island, b) Research model of pier no. 4/Fig.2

3. Badania własne

3.1. Podstawy teoretyczne

Opory opływu filarów mostowych można wyznaczać ze wzoru (patrz rys. 3):

$$F = \frac{\rho}{2} \cdot c_w \cdot A \cdot v_1^2 = \frac{\rho}{2} \cdot c_w \cdot D \cdot h_1 \cdot v_1^2 \quad (1)$$

gdzie:

F – siła oporu przy opływie pojedynczego filara [N],

c_w – współczynnik oporów kształtu przy opływie filara [-],

D – szerokość filara [m],

h_1 – głębokość wody przed filarem [m],

A – powierzchnia rzutu filara prostopadła do kierunku przepływu

($A = D h_1$) [m²],

v_1 – średnia prędkość w przekroju strumienia dopływającego do filara [m/s],

ρ – gęstość wody [kg/m³].

Praca wykonana przez siłę oporu przy opływie filara przez ciecz nieściśliwą, równa jest co do wartości stracie energii układu. Bilans ten w odniesieniu do jednostki czasu możemy zapisać następująco:

$$F \cdot v_1 = \rho \cdot g \cdot v_1 \cdot A_1 \cdot \Delta H \quad (2)$$

gdzie:

A_1 – powierzchnia przekroju przepływowego ($A_1 = B h_1$) [m²],

B – szerokość koryta [m],

h_1 – głębokość wody przed filarem [m],

ΔH – lokalna strata energii [m], którą obliczyć można ze wzoru:

$$\Delta H = \zeta \cdot \frac{v_1^2}{2g} \quad (3)$$

gdzie:

ζ – współczynnik strat miejscowych [-].

Po podstawieniu wzorów (1) i (3) do równania (2) otrzymamy:

$$\frac{\rho}{2} \cdot c_w \cdot A \cdot v_1^2 \cdot v_1 = \rho \cdot g \cdot v_1 \cdot A_1 \cdot \zeta \cdot \frac{v_1^2}{2g} \quad (4)$$

stąd:

$$c_w = f(\zeta; A; A_1) = \zeta \cdot \frac{A_1}{A} \quad (5)$$

Po wprowadzeniu do równania Bernoulliego wzoru na straty miejscowe (3) i jego przekształceniu [4, 6], uzyskamy formułę do wyznaczania współczynnika oporów ζ dla badanych filarów mostowych w następującej postaci:

$$\zeta = \frac{2g(h_1 - h_2) + \alpha(v_1^2 - v_2^2)}{v_1^2} \quad (6)$$

gdzie:

v_1 i v_2 – średnie prędkości przepływu w przekroju strumienia przed i za filarem [m/s],

h_1 – głębokość wody przed filarem [m],

h_2 – głębokość wody za filarem [m],

α – współczynnik St. Venanta [-].

Współczynnik oporów kształtu c_w przy opływie filara można więc w prosty sposób wyznaczyć znając wartość współczynnika strat miejscowych ζ otrzymaną z pomiarów hydraulicznych oraz wzoru (6).

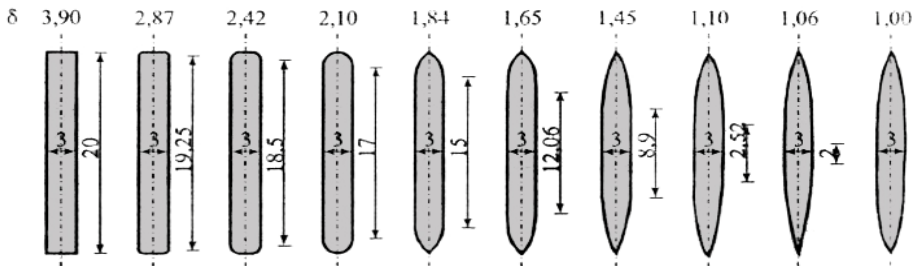
Oprócz współczynników oporów c_w i ζ , kształt filarów mostowych i jego wpływ na lokalne spiętrzenie wody Δh , można analizować wykorzystując empiryczną formułę Rehbocka, właściwą dla mostów z dowolną liczbą filarów (również dwuprzęsłowych z pojedynczym filarem) [1, 3, 4]. Na szczególną uwagę zasługuje w niej współczynnik δ , który charakteryzuje geometrię filarów (rys. 9). W zagadnieniach projektowych jego wartość można dobierać z literatury [1, 3, 4]. Zakładając brak rozmycia dna w przekroju mostowym, spiętrzenie wody Δh [m] przed filarem wynosi:

$$\Delta h = \delta(0,72 + 1,2\alpha_0 + 40\alpha_0^4)(1 + 2\omega)\alpha_0 \frac{v_2^2}{2g} \quad (7)$$

gdzie:

ω – stosunek wysokości prędkości przepływu do głębokości w przekroju poniżej mostu [-],

α_0 – stosunek sumy powierzchni czołowej filarów do całkowitej powierzchni przepływu w przekroju poniżej mostu [-],
 v_2 – średnia prędkość przepływu w przekroju strumienia poniżej mostu [m/s].








Rys. 9. Współczynniki δ do wzoru Rehbocka [1]

Fig. 9. Non-dimensional shape coefficients δ for the Rehbock's formula [1]

Tabela 1. Współczynniki K do wzoru Yarnella (na podst. [3])

Table 1. Non-dimensional shape coefficients K for the Yarnell's formula [3]

Kształt filara	K
 Zakończenie półkoliste	0,9
 Filar dwusłupowy ze ścianą łączącą	0,95
 Filar dwusłupowy bez ściany łączącej	1,05
 Zakończenia trójkątne	1,05
 Filar prostokątny	1,25

Na podobnej do Rehbocka (7) formule opiera się empiryczna metoda Yarnella [1, 3]. Kształt filarów mostowych charakteryzuje w niej współczynnik K (tab. 1), którego wartość można dobierać z literatury [1, 3]. Formuła Yarnella pozwala obliczać różnicę rzędnych zwierciadła wody w przekrojach położonych powyżej i poniżej mostu:

$$\Delta h = 2K(K + 10\omega - 0,6)(\alpha_0 + 15\alpha_0^4) \frac{v_2^2}{2g} \quad (8)$$

gdzie:

ω – stosunek wysokości prędkości przepływu do głębokości w przekroju poniżej mostu [-],

α_0 – stosunek sumy powierzchni czołowej filarów do całkowitej powierzchni przepływu w przekroju poniżej mostu [-],

v_2 – średnia prędkość przepływu w przekroju strumienia poniżej mostu [m/s].

3.2. Wyniki badań

Rezultaty pomiarów głębokości h_1 i h_2 (wody górnej i dolnej), natężenia przepływu Q oraz prędkości przed i za filarem (v_1 , v_2) umożliwiły obliczenie z formuły (6) współczynników oporów ζ oraz spiętrzeń zwierciadła wody ($\Delta h = h_1 - h_2$). Znając wartości parametru ζ dla badanych filarów możliwe było wyznaczenie ze wzoru (5) współczynników oporów opływu c_w . Należy podkreślić, że w tym przypadku współczynnik ζ odnosi się do średniej prędkości przepływu przed przeszkodą $\zeta = f(v_1) = \zeta_1$. W praktyce wyznacza się go najczęściej dla prędkości za przeszkodą $\zeta = f(v_2) = \zeta_2$ np. ze wzoru (6) wstawiając do mianownika v_2 zamiast v_1 . W tabeli 2 zamieszczone zostały obie wartości tego parametru.

Tabela 2. Przykład otrzymanych wyników badań

Table 2. Sample results of measurements

Badany parametr		Typ filara (na podst. rys. 2)						
		I	II	III	IV	V	VI	VII
spiętrzenie przed filarem; mm	Δh	30,0	12,0	17,0	12,0	25,0	7,0	10,0
współczynnik strat miejscowych; -	ζ_1	3,13	0,84	1,41	0,84	2,42	0,33	0,63
	ζ_2	2,36	0,75	1,20	0,75	1,91	0,31	0,57
współczynnik oporów kształtu; -	c_w	5,13	1,76	2,76	1,76	4,24	0,75	1,35

Wykorzystując uzyskane wartości Δh oraz prędkości przepływu v_2 , obliczono współczynniki δ , po przekształceniu wzoru (7), dla każdego z badanych filarów i porównano z danymi literaturowymi [1, 3, 4]. W analogiczny sposób wyznaczono współczynniki kształtu filara K wykorzystując formułę Yarnella (8). Wyniki zestawiono w tabeli 3.

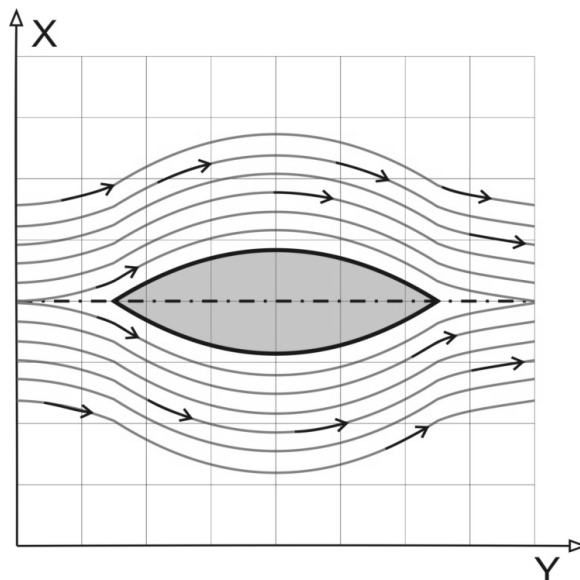
Pomiary laboratoryjne wielokierunkową sondą elektromagnetyczną PEMS rozkładu lokalnych prędkości przepływu wokół badanych filarów dostarczyły danych do wykreślenia linii prądu, które przykłado-

wo pokazano na rys. 10. Dodatkowo przeprowadzono w laboratorium symulację przepływu kry lodowej przez przekrój mostowy (rys. 11). Dało to możliwość analizy porównawczej zaburzeń pola prędkości wywoływanych opływem poszczególnych filarów.

Tabela 3. Bezwymiarowe współczynniki kształtu δ i K dla badanych filarów mostowych

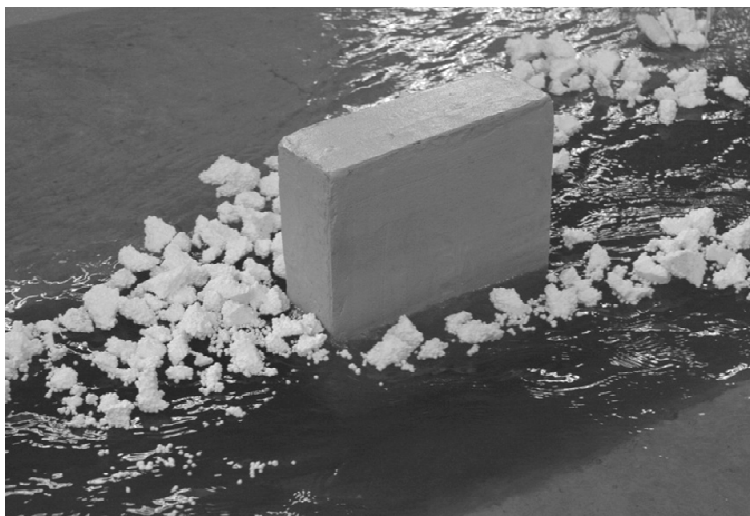
Table 3. Non-dimensional shape coefficients, δ and K , for the selected bridge piers

Typ filara	Parametr Rehbocka δ – wz. (7)		Parametr Yarnella K – wz. (8)	
	δ - z literatury	δ - z pomiaru (wg autora)	K - z literatury	K - z pomiaru (wg autora)
I	3,90	9,80	1,25	1,42
II	1,84	2,94	-	1,10
III	2,10	4,71	0,90	0,86
IV	-	1,92	1,05	1,06
V	-	7,00	-	0,62
VI	1,00	0,28	-	0,25
VII	-	0,28	1,05	1,00



Rys. 10. Linie prądu przy opływie filara nr VI

Fig. 10. Stream lines by flow around the pier no.VI



Rys. 11. Symulacja przepływu kry lodowej na badanym filarze nr I
Fig. 11. Simulation of ice floes floating at the investigated pier no I

4. Analiza i wnioski

Przeprowadzone badania i obserwacje laboratoryjne dały podstawę do analizy jakościowej zjawiska opływu różnego rodzaju kształtów filarów mostowych. Potwierdziły one wyraźne, niezależne od kształtu, oddziaływanie filarów na warunki hydrauliczne przepływu w korycie. Tego typu zabudowa techniczna ewidentnie zmniejsza przekrój czynny przepływu, a co za tym idzie przepustowość koryta.

W każdym badanym przypadku występowało lokalne spiętrzenie zwierciadła wody przed filarem. Analiza danych pomiarowych (tab. 2) wykazała, że największe tego typu zaburzenia przepływu wywoływał filar nr I (rys. 2/1), natomiast najmniejsze – filar nr VI (rys. 2/6). Pomiar potwierdziły, że największe zmiany powodują filary prostokątne, mniejsze – zaokrąglone i zastrzone, a najmniejsze – filary o kształcie opływowym wrzecionowatym. Z tego powodu, teoretycznie najlepszy byłby filar w kształcie wrzeciona (rys. 10). W praktyce nie jest on stosowany, podobnie jak filar o profilu nr V (rys. 2), ponieważ powoduje niekorzystny rozkład obciążeń na fundament [2].

W przypadku filarów o kształcie prostokątnym nr I i II (rys. 2/1-2; rys.11) zaobserwowano, większe niż dla pozostałych, zawirowania

wokół filara, co może powodować rozmycia dna w przekroju mostowym. Zjawiska tego nie zaobserwowano w przypadku filarów o dużej opływowości (rys. 2/3-6).

Największe współczynniki oporów (tab.2) charakteryzują najmniej opływowe filary (np. filar nr I ma $\zeta = 2,36$ oraz $c_w = 5,13$), a najmniejsze – filary o kształcie bardziej opływowym (np. filar nr VI ma $\zeta = 0,31$ oraz $c_w = 0,75$). Wartości uzyskanych w badaniach współczynników kształtu (tab. 3) potwierdzają słuszność stosowania formuły Yarnella (8) dla wszystkich badanych filarów. W przypadku wzoru Rehbocka (7) można było zauważyć wyraźną prawidłowość, która polega na niemal dwukrotnym zaniżaniu wartości współczynnika kształtu δ w stosunku do wyników eksperymentów. W przypadku formuły Yarnella – uzyskano porównywalną zgodność wyników (tab. 3).

Otrzymane wyniki z badań laboratoryjnych mogą być wykorzystane przy weryfikacji wzorów Rehbocka (7) i Yarnella (8) stosowanych w hydraulicznych obliczeniach mostów. Dla wprowadzenia ewentualnych poprawek do wartości literaturowych (rys. 8, tab. 1) badanych współczynników kształtu, potrzebne jest rozszerzenie ilościowego zakresu przeprowadzonych doświadczeń.

Przeprowadzone eksperymenty o cechach badań podstawowych mają również znaczenie praktyczne. Filary badanych mostów Opola (rys. 4, 6-8) charakteryzują współczynniki oporów i parametry kształtu typowe dla wysokiej opływowości (nr II, IV, VII – rys. 2). Filary o kształtach najmniej korzystnych hydraulicznie (filar nr I) nie występują w mostach Opola, a te istniejące - zostały zaprojektowane poprawnie. Biorąc pod uwagę, że obecnie rzadko do zabezpieczenia filarów np. przed krą lodową stosuje się izbice, ich rolę mogą przejąć częściowo filary o kształtach części napływowej nr II, IV i VI (rys. 2). Osobny problem badawczy, w aspekcie przepustowości mostu, stanowi kwestia poprawnego wymiarowania tzw. światła mostu. To ono stanowi zazwyczaj najslabsze ogniwo w systemie, swoisty gorset na rzece, który determinuje przepustowość całego obiektu.

Literatura

1. Handbuch: *WaspTools, Version 5.1*. L+N Ingenieurgesellschaft, Burgwedel 2000.
2. **Jarocki W.:** *Budownictwo wodne, tom II*. PWRiL, Warszawa 1963.
3. **Kubrak J.** (red.), **Nachlik E.** (red.): *Hydrauliczne podstawy obliczania przepustowości koryt rzecznych*. Wydawnictwo SGGW, Warszawa 2003.
4. **Naudascher E.:** *Hydraulik der Gerinne und Gerinnebauwerke*. Springer-Verlag, Wien & New York 1987.
5. Rozporządzenie Ministra Transportu i Gospodarki Morskiej z dnia 30 maja 2000r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać drogowe obiekty inżynierskie i ich usytuowanie. Załącznik nr 1: Obliczanie światła mostów i przepustów. Dziennik Ustaw Nr 63, poz.735, Warszawa 3 sierpnia 2000.
6. **Sobota J.:** *Hydraulika i mechanika płynów*. Wydawnictwo Akademii Rolniczej, Wrocław 2003.
7. **Sobota J.:** *Hydraulika i hydrologia*. Wydawnictwo Akademii Rolniczej, Wrocław 2004.
8. **Strobl T., Zunic F.:** *Wasserbau*. Springer-Verlag, Berlin & Heidelberg 2006.
9. **Szewczyk H.** (red.): *Mechanika płynów, ćwiczenia laboratoryjne*. Wydawnictwo Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1979.

Hydraulic Model Research on Bridge Piers Based on the Example of Selected Bridges in Opole

Abstract

Designers' inappropriate choice of shapes for bridge abutments and piers increase the risk of ice jams and local build-ups of water. Swollen rivers carry various materials, which often end up on bridge piers causing water to rise up and slowing down its flow. In view of adverse ice phenomena and floods caused by ice jams, this problem becomes particularly important in winters.

In the Water Laboratory of the Wrocław University of Environmental and Life Sciences hydraulic research has been carried out on 1:20 models of flow around pier for various shapes typical for selected bridges in Opole. The principal idea behind this research was to consider a pier an obstacle that causes local water swelling and attempt to identify the most streamlined bridge pier shape. Streamliness of individual piers was investigated by means of measurements, observations of local velocity distribution for water fluxes and observa-

tions of water swelling in front of the pier. Results of hydraulic parameter measurements were used to calculate, for each pier, the local loss coefficients ζ , the flow-around drag coefficients c_w , and the shape factors in the computational formulae of Rehbock (δ) and Yarnell (K). Comparison of these coefficients was used as a criterion for streamliness of investigated piers.

In each case being studied local water build-up was observed in front of the pier. Measurement data analysis revealed that the biggest turbulences were caused by the pier no I, and the smallest by the pier no VI. Measurements have confirmed that rectangular piers cause the greatest changes to the velocity field. These changes are smaller for piers which are rounded and pointed and are the smallest for those which are streamlined and cigar-shaped. For this reason the best choice would be, in theory, to design cigar-shaped piers. This shape is not used in practice, however, due to its disadvantageous load distribution over the foundations. For rectangular piers no I and II turbulences around the pier were bigger than those observed for other shapes. One might expect that this shape increases the risk of soil erosion in the vicinity of piers. Measured drag and shape coefficient values quantitatively confirm the qualitative analysis of the phenomenon. The biggest drag coefficient values were obtained for the two least streamlined piers (e.g. for pier no I $\zeta = 2.36$), whereas the most streamlined piers produced the smallest values (e.g. pier no VI with $\zeta = 0.31$).

Laboratory measurements enabled us to verify the formulas of Rehbock and Yarnell used in hydraulic bridge calculations. For the Rehbock's formula a certain distinct regularity could be observed: the shape factor δ was almost twice too low as compared to the results of experiments. In what concerns the formula of Yarnell, results of author's experiments are in good agreement with the theory.



Wpływ sposobu wstępnego preparowania odpadów poubojowych na ilość i skład powstającego biogazu w warunkach fermentacji termofilowej

*Marcin Zieliński, Marcin Dębowski, Mirosław Krzemieniewski
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*

1. Wprowadzenie

Mimo intensywnego rozwoju technologii oraz metod postępowania z odpadami organicznymi podatnymi na biodegradację, wciąż poszukuje się rozwiązań umożliwiających unieszkodliwienie zwierzęcych odpadów poubojowych, korzystnych zarówno z punktu widzenia środowiska, jak również pozwalających na wykorzystanie potencjału energetycznego tkwiącego w tego rodzaju odpadach. Rozwiązaniem gwarantującym uzyskanie zysku energetycznego oraz produktu końcowego, który może być wykorzystany przyrodniczo jest zastosowanie procesów fermentacji metanowej.

Uwaga zwolenników fermentacji metanowej zwrócona jest w kierunku intensyfikacji tego procesu i utrzymania stabilnych warunków biochemicznych pomimo wahań jakości wsadu. Intensyfikacja procesu biochemicznego rozkładu substancji organicznej, zawartej w substratach organicznych, daje możliwość skrócenia czasu trwania fermentacji, a wraz z tym zmniejszenia kubatury urządzeń i obniżenia kosztów inwestycyjnych. Beztlenowy rozkład osadu jest limitowany, zwłaszcza szybkością i efektywnością pierwszej – hydrolitycznej fazy fermentacji [1, 9]. Intensyfikację tej fazy można uzyskać w wyniku wstępnej przeróbki substratu, której zadaniem jest rozdrobnienie fazy stałej oraz destrukcja złożonych

struktur wsadu organicznego. Powoduje to uwolnienie substratów i enzymów istotnych dla dalszego biochemicznego rozkładu związków organicznych przez bakterie fazy kwaśnej i metanowej [12, 15]. Jako kryterium oceny uzyskanych efektów dezintegracji przyjmowany jest zwykle wzrost odzysku biogazu ze względu na możliwość jego wykorzystania do celów energetycznych. Metodami stosowanymi w procesie wstępnego przygotowania różnego typu wsadu organicznego są technologie oparte zarówno na mechanicznych urządzeniach rozdrabniających, elementach fizycznych w tym dezintegratorach ultradźwiękowych, wykorzystaniu wysokiej temperatury oraz wykorzystaniu reagentów chemicznych czy enzymów [2, 13].

Skutkiem szeregu mechanicznych i sonochemicznych efektów występujących w nadźwźwiękowanych substancjach może być zniszczenie złożonej struktury substratu, zwiększenie stopnia dyspersji cząstek [4], ale także koagulacja ultradźwiękowa. Jeżeli nadźwźwiękowana substancja, składa się z komórek bakterii tworzących struktury kłaczkowate, jak np. osad wtórny nadmierny, które zostaną poddane działaniu ultradźwięków, to pierwszym skutkiem tego działania jest zdyspergowanie i rozproszenie kłaczków, bez zniszczenia komórek [3, 14] Zniszczenie struktur komórkowych substratów organicznych i uwolnienie materiału komórkowego do cieczy wymaga zdaniem Thiema [14] dłuższego czasu nadźwźwiękowania. Dezintegrujący wpływ ultradźwięków na wielkość cząstek został udowodniony w wielu opublikowanych pracach [7].

Celem prezentowanych badań było określenie takiego sposobu wstępnego przygotowania, stosowanych w eksperymencie odpadów poubojowych, który zapewni uzyskanie najwyższych efektów technologicznych charakteryzowanych poprzez ilość oraz skład jakościowy powstającego biogazu w warunkach fermentacji termofilowej.

2. Metodyka badań

Substratem wykorzystywanym w doświadczeniu była mieszanina odpadów poubojowych pochodzących z zakładu przemysłowego branży drobiarskiej, których charakterystykę zaprezentowano w tabeli 1.

Eksperyment podzielono na trzy etapy badawcze. W zależności od etapu doświadczenia stosowane obciążenie osadu beztlenowego ładunkiem związków organicznych wynosiło:

- etap I – 1,0 g suchej masy organicznej/g suchej masy osadu,
- etap II – 3,0 g suchej masy organicznej/ g suchej masy osadu,

- etap III – 6,0 g suchej masy organicznej/ g suchej masy osadu.

Tabela 1. Charakterystyka odpadów poubojowych stosowanych w doświadczeniu

Table 1. Characteristic of post-slaughter waste from a poultry processing plant used in the experiment

Wskaźnik	Jednostka	Wartość min.	Wartość max.	Średnia	Odchylenie std.
Sucha masa	[%]	25,9	30,1	27,83	2,05
Popiół surowy	[% s. m.]	11,5	12,8	12,13	0,56
Substancje org.	[% s. m.]	87,2	88,5	87,88	0,56
Azot ogólny	[g N/g s.m]	0,065	0,072	0,07	0,00
Azot amonowy	[g N-NH ₄ ⁺ /g s.m]	0,0014	0,0017	0,04	0,08
Białko	[g/g s.m]	0,406	0,450	0,43	0,02
Tłuszcz	[g/g s.m]	0,299	0,332	0,32	0,01
Węglowodany	[g/g s.m]	0,0015	0,0015	0,0015	0,00
ChZT	[gO ₂ /g s.m]	0,482	0,509	0,49	0,01
Stosunek C:N	–	6,89	7,57	7,26	0,34
Alkaliczność	[mval/g s.m]	0,34	0,36	0,35	0,01
Przewodność	[μS]	0,50	0,53	0,52	0,01
Gęstość	[kg/m ³]	810	813	811,50	1,29
Odczyn	[pH]	6,72	6,85	6,79	0,06

Każdy z etapów składał się z siedmiu serii, kryterium podziału stanowił sposób wstępnego przygotowania wykorzystywanych odpadów poubojowych przed procesem fermentacji metanowej. W zależności od części doświadczenia surowe odpady poubojowe podawano następującym procesom:

- seria I – 10 min. homogenizacja,
- seria II – 10 min. homogenizacja + 30 min. pasteryzacja (70°C),
- seria III – 10 min. homogenizacja + 60 min. pasteryzacja (70°C),
- seria IV – 10 min. homogenizacja + 30 min. ultradźwiękowanie (30°C),
- seria V – 10 min. homogenizacja + 60 min. ultradźwiękowanie (30°C),
- seria VI – 10 min. homogenizacja + 30 min. pasteryzacja (70°C) + 30 min. ultradźwiękowanie (30°C) ,
- seria VII – 10 min. homogenizacja + 30 min. pasteryzacja (70°C) + 60 min. ultradźwiękowanie (30°C).

Homogenizację prowadzono w homogenizatorze typu MPW-302. Proces pasteryzacji realizowano poprzez przetrzymywanie testowanych odpadów poubojowych w łaźni wodnej w temperaturze 70°C. Sonifikację prowadzono z wykorzystaniem generatora IS-1R firmy InterSonic, który wytwarzał fale ultradźwiękowe o mocy 95 W i częstotliwości 20 kHz. Generator wyposażony był w termostat, dzięki czemu podczas eksperymentu istniała możliwość płynnej regulacji temperatury procesu i zapewnienia stałej wartości tego parametru na poziomie 30°C.

Odpady poubojowe uwadniano następnie do poziomu 90% i wprowadzano do respirometrów typu Oxi-Top Control firmy WTW umożliwiających określenie stopnia rozkładalności materii organicznej oraz monitoring ilości i składu powstającego biogazu. W każdym z prowadzonych wariantów eksperymentu do komór reakcyjnych wprowadzano 100 ml osadu beztlenowego o koncentracji zawieszin wynoszącej 1,71 g suchej masy/dm³. W etapie I do modelowych reaktorów wprowadzano 17 ml uwodnionych odpadów poubojowych, w etapie II – 51 ml, w etapie III – 102 ml testowanych odpadów poubojowych.

Wykorzystywane respirometry składały się z komór reakcyjnych połączonych szczelnie z urządzeniami pomiarowo-rejestrującymi, które monitorowały zmiany ciśnienia parcjalnego w komorze pomiarowej wywołanego produkcją biogazu w beztlenowych procesach prowadzonych przez mikroorganizmy. W celu zapewnienia warunków beztlenowych na początku eksperymentu dokonano odtlenienia objętości reaktora poprzez przedmuchiwanie azotem. Kompletny zestaw pomiarowy składający się z komory reakcyjnej oraz urządzenia pomiarowo-rejestrującego umieszczono w ciemności, w szafie termostatującej o histerezie nie przekraczającej $\pm 0,5^{\circ}\text{C}$. Pomiary prowadzono w temperaturze 55°C. Czas pomiaru wynosił 20 d, wartości ciśnienia w komorze reakcyjnej były rejestrowane co 15 min. Trzy dni przed końcem pomiaru wprowadzono do specjalnego pojemnika we wnętrzu komory reakcyjnej 30% zasadę sodową (NaOH). Pozwoliło to na wytrącenie z fazy gazowej ditlenku węgla (CO₂). Obniżenie ciśnienia było wynikiem związania CO₂, natomiast za pozostałą wysokość ciśnienia odpowiadała zawartość metanu. Zawartość reaktorów była okresowo mieszana z wykorzystaniem mieszadeł magnetycznych. Częstotliwość mieszania wynosiła raz na godzinę przez 5 minut. W doświadczeniu stosowano następujące metody obliczeniowe:

Zawartość węgla w fazie gazowej:

$$n_{CO_2} + n_{CH_4} = \frac{p_1 \times V_g}{R \times T} \times 10^{-4} \quad (1)$$

gdzie:

$n_{CO_2 + CH_4}$ – ilość wytworzonych moli ditlenku węgla i metanu [mol],
 p_1 – różnica ciśnienia gazu w naczyniu badawczym na początku i na końcu doświadczenia, spowodowana zużyciem tlenu i absorpcja powstającego CO_2 [hPa],

V – objętość fazy gazowej w komorze pomiarowej [ml],

R – stała gazowa [8,314 J/mol · K],

T – temperatura inkubacji [K],

10^{-4} – współczynnik przeliczeniowy hPa na Pa oraz ml na m^3 .

Zawartość ditlenku węgla w fazie gazowej:

$$n_{CO_2} = \left(\frac{p_1 \times V_g - p_2 \times (V_g - V_{KOH})}{R \times T} \right) \times 10^{-4} \quad (2)$$

gdzie:

n_{CO_2} – ilość wytworzonych moli ditlenku węgla [mol],

p_2 – różnica ciśnienia gazu w odpowiednim naczyniu badawczym na końcu doświadczenia minus ciśnienie na początku doświadczenia minus ciśnienie w próbce ślepej po dodaniu roztworu NaOH [hPa],

V_{KOH} – objętość roztworu NaOH [ml].

Zawartość metanu w fazie gazowej:

$$n_{CH_4} = n_{CO_2 + CH_4} - n_{CO_2} \quad (3)$$

Na podstawie badań respirometrycznych określono również szybkość procesu produkcji biogazu. Stałe szybkości reakcji wyznaczono na podstawie uzyskanych danych eksperymentalnych metodą regresji nieliniowej stosując program Statistica 8.0 PL. Wykorzystano metodę iteracyjną, w której w każdym kroku iteracyjnym funkcję zastępuje się różniczką liniową względem wyznaczonych parametrów. Jako miarę dopasowania krzywej (przy wyznaczonych parametrach) do danych eksperymentalnych przyjęto współczynnik zgodności ϕ^2 . Współczynnik ten jest stosunkiem sumy kwadratów odchyłek wartości obliczonych na podstawie wyznaczonej funkcji od wartości eksperymentalnych, do sumy kwa-

dratów odchylen wartości eksperymentalnych od wartości średniej. Zgodność jest tym lepsza, im wartość współczynnika ϕ^2 niższa. Przyjmowano takie dopasowanie modelu do punktów doświadczalnych, przy którym współczynnik zgodności nie przekraczał 0,2.

3. Wyniki badań

Przeprowadzone badania zmierzały do wyselekcjonowania metody wstępnego przetworzenia testowanych odpadów poubojowych, która zapewni uzyskanie najwyższej efektywności produkcji biogazu oraz wysokiej koncentracji metanu. Jednak elementem, który w największym stopniu decydował o uzyskiwanych efektach technologicznych było zastosowane obciążenie beztlenowego osadu czynnego ładunkiem związków organicznych.

Najniższą skutecznością prowadzonego procesu niezależnie od stosowanego sposobu wstępnego preparowania odpadów poubojowych charakteryzowało się rozwiązanie technologiczne, w którym zastosowano obciążenie na poziomie 6,0 g suchej masy organicznej/g suchej masy osadu. W tym etapie najniższe efekty procesu fermentacji stwierdzono, gdy do kondycjonowania odpadów poubojowych wykorzystano jedynie proces 10 minutowej homogenizacji. W tym przypadku szybkość produkcji biogazu kształtowała się na poziomie 0,049 mmol/h, a zawartość metanu w biogazie wynosiła średnio 54,3% (tabela 2). Zastosowanie niższych obciążeń beztlenowego osadu ładunkiem związków organicznych mieszczących się w zakresie od 1,0 g suchej masy organicznej/g s.m.o. do 3,0 g suchej masy organicznej/g s.m.o. pozwoliło na uzyskanie istotnie wyższych efektów końcowych. W etapie I szybkość produkcji biogazu wynosiła 0,090 mmol/h, a zawartość metanu kształtowała się na poziomie 59,4% (tabela 2).

Istotnie wyższe efekty beztlenowego procesu rozkładu analizowanego substratu stwierdzono w przypadku zastosowania następujących po sobie 10 minutowego procesu homogenizacji oraz 30 minutowej pasteryzacji w temperaturze 70°C. Analogicznie do I etapu eksperymentu, najniższym tempem wytwarzania biogazu charakteryzował się proces prowadzony przy obciążeniu 6,0 g suchej masy organicznej/g s.m.o. Szybkość produkcji biogazu kształtowała się na poziomie 0,090 mmol/h, a zawartość metanu wynosiła 56,4% (tabela 2). Najwyższą efektywnością procesu beztlenowej degradacji odpadów poubojowych charaktery-

zował się etap II, w tym przypadku stwierdzono, iż tempo powstawania biogazu wynosiło 0,117 mmol/h, natomiast zawartość metanu w powstającym gazie fermentacyjnym wynosiła 62,2% (tabela 2).

Tabela 2. Wyniki badań respirometrycznych przeprowadzonych w trakcie eksperymentu

Table 2. Results of respirometric tests conducted during the experiment

Parametr		Zawartość C w fazie gazowej	Zawartość CO ₂ w fazie gazowej	Zawartość CH ₄ w fazie gazowej	CO ₂	CH ₄	Szybkość prod. biogazu
Jednostka		mmol/g s.m.o.	mmol/g s.m.o.	mmol/g s.m.o.	%	%	mmol/h
Seria	Etap	Wartość					
I	I	0,352	0,143	0,209	40,6	59,4	0,090
	II	0,366	0,141	0,225	38,6	61,4	0,105
	III	0,322	0,147	0,175	45,7	54,3	0,049
II	I	0,385	0,160	0,226	41,4	58,6	0,111
	II	0,403	0,152	0,251	37,8	62,2	0,117
	III	0,362	0,158	0,204	43,6	56,4	0,090
III	I	0,373	0,130	0,242	35,0	65,0	0,105
	II	0,401	0,132	0,268	33,0	67,0	0,124
	III	0,361	0,148	0,213	40,9	59,1	0,092
IV	I	0,353	0,157	0,196	44,4	55,6	0,088
	II	0,362	0,152	0,210	42,0	58,0	0,097
	III	0,326	0,151	0,175	46,4	53,6	0,066
V	I	0,361	0,130	0,231	36,1	63,9	0,101
	II	0,371	0,120	0,251	32,4	67,6	0,112
	III	0,340	0,156	0,184	45,8	54,2	0,081
VI	I	0,348	0,096	0,252	27,6	72,4	0,103
	II	0,412	0,134	0,278	32,5	67,5	0,133
	III	0,369	0,153	0,217	41,4	58,6	0,105
VII	I	0,385	0,136	0,249	35,4	64,6	0,112
	II	0,402	0,135	0,268	33,5	66,5	0,124
	III	0,361	0,148	0,212	41,1	58,9	0,093

Wydłużenie procesu pasteryzacji odpadów poubojowych przed etapem beztlenowym do 60 minut nie wpłynęło na uzyskanie istotnie wyższych statystycznie efektów końcowych. Uzyskane wyniki były porównywalne do stwierdzonych w II serii doświadczenia. W tym przypad-

ku, uwidocznił się wpływ głównie zastosowanego obciążenia osadu beztlenowego ładunkiem związków organicznych. Najniższy efekt końcowy charakteryzujący się zarówno tempem produkcji biogazu (0,092 mmol/h) oraz jego składem pod kątem zawartości metanu (59,1%) uzyskano w etapie III (tabela 2).

Niższe, końcowe efekty beztlenowego procesu degradacji testowanych odpadów poubojowych, w stosunku do przedstawionych powyżej, stwierdzono w przypadku zastosowania homogenizacji oraz 30 minutowego procesu sonifikacji. Efekty uzyskane w tej serii doświadczenia uzależnione były głównie od ilości wprowadzanych do komory związków organicznych. Najniższym tempem wytwarzania biogazu charakteryzował się proces prowadzony przy obciążeniu 6,0 g suchej masy organicznej/g s.m.o. Szybkość produkcji biogazu kształtował się na poziomie 0,066 mmol/h, a zawartość metanu wynosiła 53,6% (tabela 2). Obciążenie na poziomie 1,0 g suchej masy organicznej/g s.m.o. umożliwiło uzyskanie biogazu o 55,6% zawartości metanu i szybkości na poziomie 0,088 mmol/h (tabela 2). Najwyższą efektywnością procesu beztlenowej degradacji odpadów poubojowych charakteryzował się etap II, w którym zastosowane obciążenie wynosiła 3,0 g suchej masy organicznej/g s.m.o. Stwierdzono, iż tempo powstawania biogazu wynosiło 0,097 mmol/h, zaś zawartość metanu w powstającym gazie fermentacyjnym wynosiła odpowiednio 58,0% (tabela 2).

Wydłużenie procesu sonifikacji odpadów poubojowych do 60 minut, nie spowodowało istotnej statystycznie zmiany w odniesieniu do monitorowanych, w trakcie tej części doświadczenia efektów technologicznych. Najniższy efekt końcowy charakteryzujący się zarówno tempem produkcji biogazu (0,081 mmol/h) oraz jego składem pod kątem zawartości metanu (54,2%), uzyskano w etapie III. Najwyższe efekty końcowe stwierdzono w etapie II, w którym koncentracja metanu w biogazie kształtowała się na poziomie 67,6%, a ilość wytwarzanego biogazu kształtowała się na poziomie 0,112 mmol/h (tabela 2). Zintegrowanie procesu homogenizacji, pasteryzacji oraz sonifikacji pozwoliło na uzyskanie porównywalnych efektów końcowych w stosunku do uzyskanych w seriach II i III eksperymentu, niezależnie od czasu trwania procesu sonifikacji (tabela 2).

4. Dyskusja

Badania nad wpływem wstępnej przeróbki substratów organicznych na poprawę efektów fermentacji metanowej są prowadzone od kilkunastu lat. Najczęściej jednak miało to miejsce w przypadku procesów przeróbki osadów ściekowych. W tym przypadku metody wstępnego kondycjonowania substratu organicznego nazwano procesami dezintegracyjnymi. Wydaje się, iż metody, które pozwalają na uzyskanie wysokich efektów technologicznych w przypadku nadmiernego osadu ściekowego mogą w określonych sytuacjach zostać z powodzeniem wykorzystane do innych substratów organicznych, w tym odpadów poubojowych.

W prezentowanych w niniejszym artykule badaniach zastosowano trzy metody wstępnego kondycjonowania odpadów poubojowych w tym homogenizację, obróbkę termiczną oraz dezintegrację ultradźwiękową. Z uwagi na ten fakt, w prowadzonym eksperymencie obróbka termiczna prowadzona była w temperaturze 70°C i jej zastosowanie pozwalało na istotne zwiększenie efektywności wytwarzania biogazu z wykorzystywanych odpadów poubojowych stosunku do wariantu z homogenizacją. We wcześniejszych badaniach wstępna termiczna przeróbka substratów organicznych, głównie osadów ściekowych przed fermentacją miała na celu poprawę stopnia mineralizacji osadu podczas procesu beztlenowego. Najlepsze rezultaty osiągnano stosując temperatury wynoszące 100°C, jednak były to metody kosztowne i trudne w eksploatacji [5, 6, 11]. Część badaczy wykazała, że można uzyskać prawie o 20% wyższy efekt hydrolizy osadów przy zastosowaniu znacznie niższych temperatur [8]. Podatny na oddziaływanie temperatur poniżej 100°C okazał się zwłaszcza osad nadmierny.

W prezentowanym eksperymencie dodatkowym czynnikiem potencjalnie wpływającym na dezintegrację substratu organicznego oraz zintensyfikowanie uzyskanych efektów fermentacji metanowej było zastosowanie fal ultradźwiękowych.

Pomimo że działają już pierwsze instalacje wykorzystujące ultradźwięki do dezintegracyjnej w skali technicznej [10], technologia dezintegracji akustyczno-mechanicznej osadów jest wciąż jeszcze w fazie doświadczeń. Prowadzone badania dotyczą zarówno zjawisk zachodzących w nadźwiękawianych osadach i ich odniesienia do efektów dezintegracji, jak też poszukiwania skutecznych sposobów i urządzeń do dezintegracji ultradźwiękowej. Dezintegracja ultradźwiękowa wspomagają-

ca proces fermentacji metanowej ukierunkowana jest zwłaszcza na wydzielanie biogazu jako nośnika energii odnawialnej. Sumaryczna ilość biogazu pozyskanego z osadów nadmiernych nadźwękowionych wzrasta o 30÷50% (w warunkach laboratoryjnych obserwowano wzrost nawet o 100%) w porównaniu z osadami niepoddawanymi nadźwękawianiu, co zostało wykazane w badaniach wielu autorów, w tym także w badaniach własnych. Jednak w przypadku prezentowanych w niniejszym artykule badań nie wykazano tak wysokiego wpływu procesu dezintegracji ultradźwiękowej na ostateczny efekt technologiczny związany z ilością produkowanego biogazu.

5. Wnioski

Wykorzystanie odmiennych sposobów przetwarzania analizowanych odpadów poubojowych przed procesem fermentacji metanowej w doświadczeniach prowadzonych w warunkach statycznych udowodniły, iż porównywalne efekty technologiczne uzyskiwano w przypadku zastosowania procesów pasteryzacji poprzedzonych wstępną homogenizacją oraz w seriach, w których dodatkowo wykorzystano proces sonifikacji stosowanego substratu.

Niezależnie od stosowanego czasu pasteryzacji oraz zintegrowanego procesu pasteryzacji i ultradźwiękowania nie stwierdzono istotnych statystycznie różnic w uzyskanych efektach technologicznych dotyczących ilości i składu uzyskiwanego biogazu, a także stopnia rozkładu analizowanych związków organicznych.

Najniższe końcowe efekty fermentacji metanowej odpadów poubojowych stwierdzono w przypadku zastosowania jedynie homogenizacji do wstępnego przygotowania substratu organicznego. Wykorzystanie połączenia procesu homogenizacji oraz sonifikacji pozwoliło na uzyskanie istotnie wyższych końcowych efektów technologicznych w stosunku do stosowania jedynie procesu homogenizacji, jednak były one wyraźnie niższe do serii, w których wprowadzono proces pasteryzacji.

Elementem, który w największym stopniu decydował o uzyskiwanych efektach technologicznych notowanych w badaniach statycznych było zastosowane obciążenie beztlenowego osadu czynnego ładunkiem wprowadzonych związków organicznych. Najniższą skutecznością prowadzonego procesu niezależnie od stosowanego sposobu kondycjonowania odpadów poubojowych charakteryzowało się rozwiązanie technolo-

giczne, w którym zastosowano obciążenie na poziomie 6,0 g suchej masy organicznej/g s.m.o.

Efekty technologiczne uzyskiwane w warunkach statycznych w zakresie stosowanych obciążeń od 1,0 g suchej masy organicznej/g s.m.o. do 3,0 g suchej masy organicznej/g s.m.o. pozwoliły na uzyskanie porównywalnych efektów końcowych wyrażonych ilością oraz składem biogazu, a także stopniem rozkładu analizowanych związków organicznych.

Literatura

1. **Beal L.J., Raman D.R.:** *Sequential two-stage anaerobic treatment of confectionery wastewater.* J. Agric. Engng. Res. 76, 211-217, 2000.
2. **Bouallagui H., Lahdheb H., Ben Romdan E., Rachdi B., Hamdi M.:** Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition. J. Env. Management. 90 (5), 1844-1849, 2009.
3. **Chu C., Chang B., Liao G., Jean D., Lee D.:** *Observations on changes in ultrasonically treated waste-activated sludge.* Wat. Res. 35 (4), 1038-1046, 2001.
4. **Gonze D., Halloy J., Leloup J.C., Goldbeter A.:** *Stochastic models for circadian rhythms: effect of molecular noise on periodic and chaotic behavior.* C. R. Biologies. 326, 189-203, 2003.
5. **Haug, T.R., LeBrun, J.T., Tortorici, D.L.:** *Thermal pretreatment of sludges – a field demonstration.* J. Wat. Pol. Contr. Fed. 55 (1), 23-34, 1983.
6. **Haug, T.R., Stuckey, C.D.:** *Effect of thermal pretreatment on digestibility and dewaterability of organic sludges.* J. Wat. Pol. Contr. Fed. 50, 73-85, 1983.
7. **Lajapathi C.R., Struenkmann G., Mueller J., Gangadhar R.P.:** Influence of ultrasonic disintegration on sludge growth reduction *and its estimation by respirometry.* Env. Sci. Technol. 38 (22), 5779-5785, 2004.
8. **Li H., Noike N.:** *Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by thermal pre-treatment.* Wat. Sci. Tech. 26, 857-866, 1992.
9. **Monroy O., Famà G., Meraz M., Montoya L., Macarie H.:** *Anaerobic digestion for wastewater treatment in Mexico: state of the technology.* Wat. Res. 34 (6), 1803-1816, 2000.
10. **Onyeche T.I., Schäfer O., Bormann H., Schröder C., Sievers M.:** *Ultrasonic cell disruption of stabilised sludge with subsequent anaerobic digestion.* Ultrasonics. 40, 1-8, 2002.
11. **Pinnekamp J.:** *Effects of thermal pretreatment of sewage sludge on anaerobic digestion,* Wat. Sci. Technol. 21, 97-108, 1989.

12. **Salsabil M.R., Prorot A., Casellas M., Dagot C.:** *Pre-treatment of activated sludge: Effect of sonication on aerobic and anaerobic digestibility.* Chem. Enging. J. 148, (2-3), 327-335, 2009.
13. **Sonakya V., Raizada N., Kalia V. C.:** *Microbial and enzymatic improvement of anaerobic digestion of waste biomass.* Biotechnol. Letters. 23 (18), 1463-1466, 2001.
14. **Tiehm A., Nickel K., Zellhorn M., Neis U.:** *Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization.* Wat. Res. 35 (8), 2003-2009, 2001.
15. **Zhang G., Zhang P., Yang J., Liu H.:** *Energy-efficient sludge sonication: Power and sludge characteristics.* Biores. Technol. 99 (18), 9029-9031, 2008.

Effect of Method of Post-slaughter Waste Conditioning on Amount and Composition of Biogas Produced in Thermophilic Fermentation

Abstract

The aim of this study was to identify the method of pre-treatment of post-slaughter waste used in the experiment to ensure the best technological results, expressed by the amount and qualitative composition of the biogas produced in the process. The application of various methods of processing of post-slaughter waste before methane fermentation in an experiment conducted under static conditions showed that comparable technological effects were achieved when homogenisation followed by pasteurisation was applied and in such series in which these were supplemented by sonic treatment of the substrate.

The application of various methods of processing of post-slaughter waste before methane fermentation in an experiment conducted under static conditions showed that comparable technological effects were achieved when homogenisation followed by pasteurisation was applied and in such series in which these were supplemented by sonic treatment of the substrate.

Regardless of the pasteurisation time and the combined time of pasteurisation and ultrasonic treatment, no statistically significant differences were found in the technological results achieved in terms of the amount and composition of the biogas produced in the process and the degree of decomposition of the analysed organic compounds.

The worst final results of methane fermentation of post-slaughter waste were achieved when homogenisation was the only type of treatment applied in the organic substrate pre-processing. When homogenisation was combined with

ultrasonic treatment, significantly better results were achieved; these were, however, distinctly lower than those achieved in the series in which pasteurisation was applied.

The element which most greatly affected the technological effects achieved in the experiment, was the load of organic matter applied to the activated sludge. The lowest effectiveness of the process, regardless of the method of conditioning of post-slaughter waste, was achieved in the option with a load of 6.0 g of dry organic matter/g of dry matter of sludge. The results achieved in static conditions with loads ranging from 1.0 g of dry organic matter/g of dry matter of sludge to 3.0 g of dry organic matter/g of dry matter of sludge produced comparable final results, expressed as the amount and composition of biogas as well as the degree of decomposition of the analysed organic substances.



Analiza zmian struktury władania i użytkowania gruntów po transformacji ustrojowej w Polsce na przykładzie wybranych gmin Wielkopolski¹

Adam Zydroń, Piotr Hausa
Uniwersytet Przyrodniczy, Poznań

1. Wstęp

W rozwoju społeczno ekonomicznym kraju racjonalne gospodarowanie gruntami rolnymi i leśnymi (w tym monitorowanie wielkości przeznaczenia tych gruntów na inne cele) jest zagadnieniem niezmiernie ważnym. Zmniejszające się powierzchnie gruntów rolnych i leśnych, ogółem i w przeliczeniu na jednego mieszkańca są alarmujące i wskazują potrzebę ochrony tych gruntów poprzez zahamowanie przepływu ziemi na cele inne niż rolnicze i leśne.

Wraz z szybkim rozwojem ekonomicznym kraju wzrosło zainteresowanie społeczeństwa kwestią ziemi szczególnie można tu wskazać na tereny przeznaczane pod budownictwo mieszkaniowe jak również inwestycje przemysłowe i drogowe. W związku z tym zmniejszanie się powierzchni gruntów rolnych i leśnych jest procesem nieuniknionym. Nie oznacza to jednak, że niektórym towarzyszącym temu zjawiskom nie można i nie należy przeciwdziałać [1].

¹ Praca naukowa finansowana ze środków na naukę w latach 2008-2011 jako projekt badawczy nr NN309134735

Niniejsza praca jest poświęcona analizie zmian struktury użytkowania i władania gruntów w powiecie poznańskim. Dotyczy bardzo interesującego okresu w rozwoju Polski tj. lat 1989÷2006 (transformacja ustrojowa, wejście Polski do Unii Europejskiej). Analiza zmian pozwoli określić kierunki i nasilenie tego procesu w poszczególnych latach i gminach co z kolei umożliwi kontrolę tego zjawiska poprzez planowanie na szczeblu gminnym (studium uwarunkowań i kierunków przestrzennego zagospodarowania gminy, miejscowe plany zagospodarowania przestrzennego).

Uwzględnić także należy, że relacje między własnością prywatną a własnością publiczną występujące w danej jednostce terytorialnej mają wpływ na kierunki jej zagospodarowania, a także stanowią podstawę do programowania prac w zakresie urządzeń rolnych [3].

2. Metoda badań

Celem pracy jest analiza i ocena tendencji zmian struktury użytkowania i władania gruntów w latach 1989÷2006 w wybranych gminach Wielkopolski.

W pierwszym etapie pracy przystąpiono do wyboru gmin, które miały być obiektami badań. Przyjęto założenie, że mają to być gminy których obszar graniczy z miastem Poznań. Za przyjęciem takiego kryterium przemawiał fakt, że Poznań jest:

- miastem wojewódzkim,
- dużą aglomeracją zamieszkałą przez blisko 650 tys. ludzi,
- ważnym ośrodkiem przemysłowym, naukowym i kulturalnym Polski.

Wymienione atrybuty Poznania w bardzo istotny sposób wpływają na rozwój okolicznych gmin. Gminy graniczące z Poznaniem podlegają wieloaspektowym konsekwencjom rozwoju funkcjonalnego i przestrzennego miasta. Rozwój całego regionu Wielkopolski zdeterminowany jest od kilkunastu lat procesem zmian systemu społeczno-politycznego Polski a w ostatnich latach także w wyniku przystąpienia do Unii Europejskiej. Na podstawie tych kryteriów i uwarunkowań wybrano do badań 7 gmin powiatu poznańskiego, a mianowicie: Czerwonak, Murowana Goślina, Pobiedziska, Rokietnica, Suchy Las, Swarzędz, Tarnowo Podgórne.



Rys. 1. Mapa rozmieszczenia badanych gmin
Fig. 1. A map of locations of analyzed communes

Następnie dla wybranych gmin pozyskano dane z Powiatowego Ośrodka Dokumentacji Geodezyjno-Kartograficznej w Poznaniu (wypisy gruntów z lat 2000÷2006) oraz Głównego Urzędu Statystycznego (informacje o użytkach rolnych i lasach z roku 1989 oraz lat 1995÷2005) [5, 6].

Analizowano zmianę struktury użytkowania i władania w danej gminie w poszczególnych latach oraz porównywano te zmiany na tle innych gmin. W tym celu dane poddano analizie:

- statystycznej,
- na wykresach kołowych i słupkowych,
- przestrzennej na podstawie map tematycznych wykonanych w programie MapInfo wersja 7.5 [4].

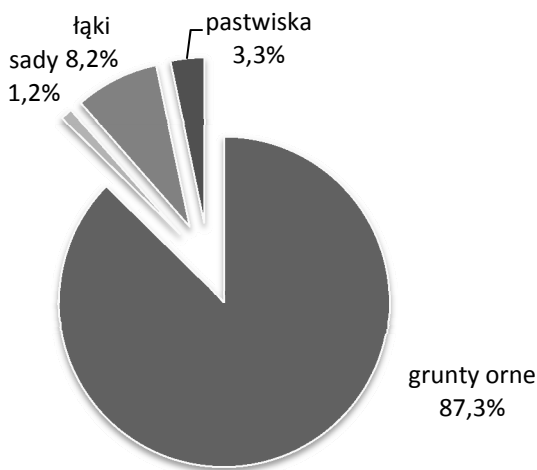
Dane poddano analizie statystycznej. W tym celu zastosowano wskaźnik dynamiki zmian. Wyraża on relację wielkości badanej okresu badanego do wielkości badanej okresu bazowego (przyjęty jako 100). Do przedstawienia zmian przestrzennych w strukturze władania i użytkowania gruntów zastosowano kartogramy.

Z uwagi na ograniczenia objętościowe artykułu tendencje zmian struktury użytkowania i władania gruntów przedstawiono na przykładzie gminy Czerwonak.

3. Wyniki badań

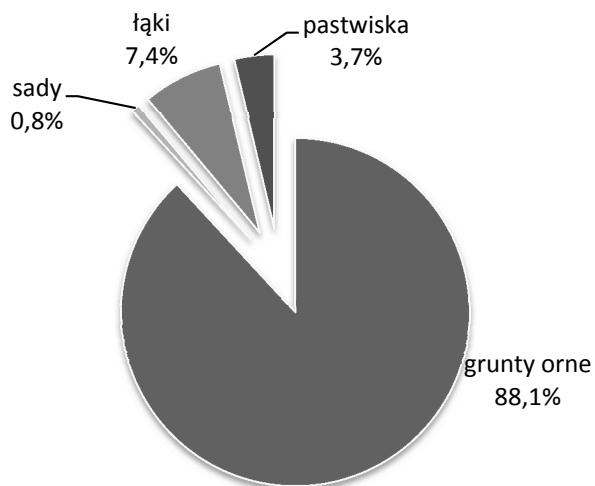
3.1. Analiza struktury użytkowania i władania gruntów w województwie poznańskim w 1989 r.

W celu porównania wyników badań z okresem wyjściowym (początek transformacji ustrojowej) przedstawiono strukturę użytkowania i władania gruntów w 1989 na podstawie danych z GUS [5,6]. Wśród użytków rolnych w województwie poznańskim w 1989 r. (rys. 2) największą powierzchnię zajmowały grunty orne (87,3%), następnie łąki (8,2%) i pastwiska (3,3%), zaś najmniejszą sady (1,2%). Pod względem własnościowym struktura użytków rolnych przedstawiała się podobnie. Struktura tych użytków (rys. 3, rys. 4) we władaniu państwa (I) i osób prywatnych (II) przedstawiała się następująco: grunty orne (I – 88,1%, II – 86,7%), łąki (I – 7,4%, II – 8,9%), pastwiska (I – 3,7%, II – 2,9%) i sady (I – 0,8%, II – 1,5%).



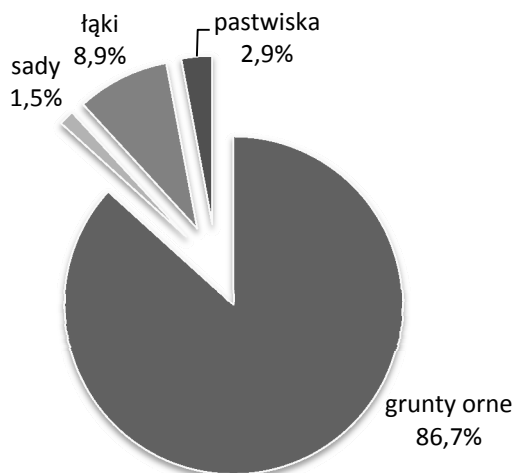
Rys. 2. Struktura użytków rolnych w 1989 r.

Fig. 2. The structure of agriculturally used land in 1989



Rys. 3. Struktura użytków rolnych w 1989 r. w sektorze państwowym w woj. poznańskim

Fig. 3. The structure of agriculturally used land in 1989 in the state sector in the Poznańskie province

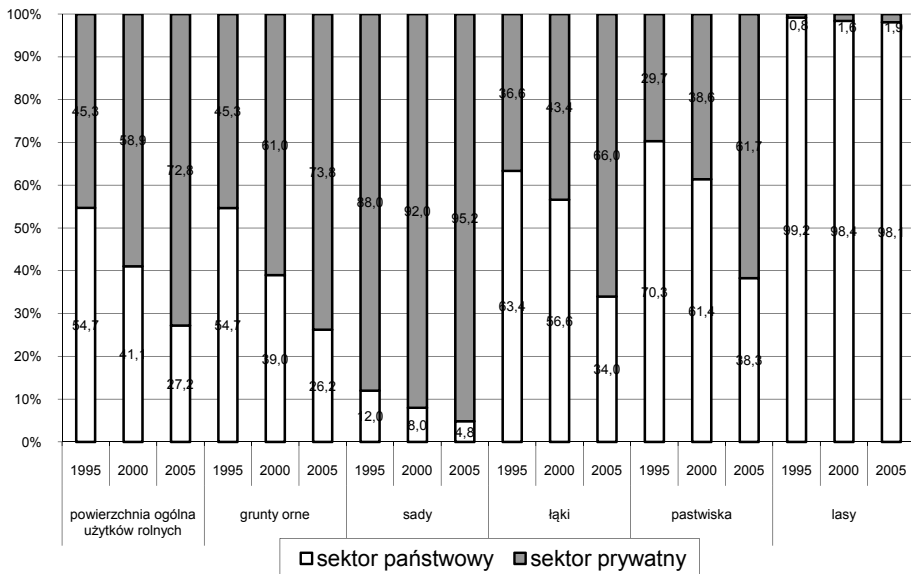


Rys. 4. Struktura użytków rolnych w 1989 r. w sektorze prywatnym w województwie poznańskim

Fig. 4. The structure of agriculturally used land in 1989 in the private sector in the Poznańskie province

3.2. Analiza struktury władania użytków rolnych i lasów w latach 1995, 2000 i 2005 w gminie Czerwonak na tle wyników z roku 1989 dla województwa poznańskiego

W gminie Czerwonak w 1995 r. ilość gruntów ornych, łąk i pastwisk oraz lasów we władaniu sektora państwowego była większa w stosunku do roku wyjściowego 1989. Jedynie sady należące do państwa stanowiły jedynie 12% ogólnej powierzchni sadów. W roku 2000 do sektora prywatnego należało już więcej użytków rolnych, największy wzrost (o ponad 16%) odnotowano w powierzchni gruntów ornych, a najmniejszy (4%) w powierzchni sadów. W roku 2005 już prawie 73% użytków rolnych należało do sektora prywatnego. Wzrost powierzchni gruntów w rękach prywatnych o ok. 23% odnotowano w powierzchni łąk oraz pastwisk, o blisko 13% grunty orne a sady o niecałe 4%. Powierzchnia lasów w sektorze prywatnym wzrosła dwukrotnie w roku 2000 w stosunku do roku 1995, a w roku 2005 o 0,3% w stosunku do roku 2000 (rys. 5).

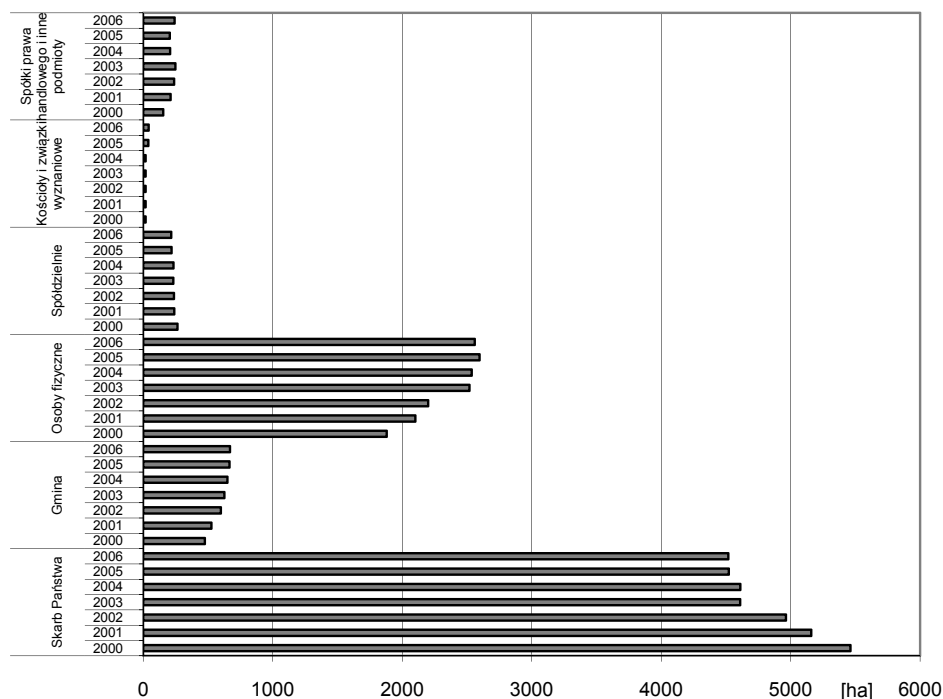


Rys. 5. Struktura władania użytków rolnych i lasów w latach 1995, 2000 i 2005 w gminie Czerwonak

Fig. 5. The structure of ownership for agriculturally used land and forests in 1995, 2000 and 2005 in the Czerwonak commune

3.3. Analiza struktury władania w gminie Czerwonak w latach 2000÷2006 (powierzchnia wg podmiotu władania oraz wskaźnik dynamiki zmian tej powierzchni).

W gminie Czerwonak największą powierzchnię zajmowały grunty Skarbu Państwa oraz grunty osób fizycznych, najmniejszą kościołów i związków wyznaniowych (rys. 6). Wskaźnik dynamiki zmian powierzchni przedstawia tabela 1. W gminie Czerwonak zmniejszyła się powierzchnia gruntów będących we władaniu Skarbu Państwa i spółdzielni, natomiast zwiększyła się powierzchnia gruntów będących we władaniu gminy, osób fizycznych, kościołów i związków wyznaniowych oraz spółek prawa handlowego i innych podmiotów (rysunek 6).



Rys. 6. Powierzchnia gruntów wg podmiotu władania w latach 2000÷2006 w gminie Czerwonak

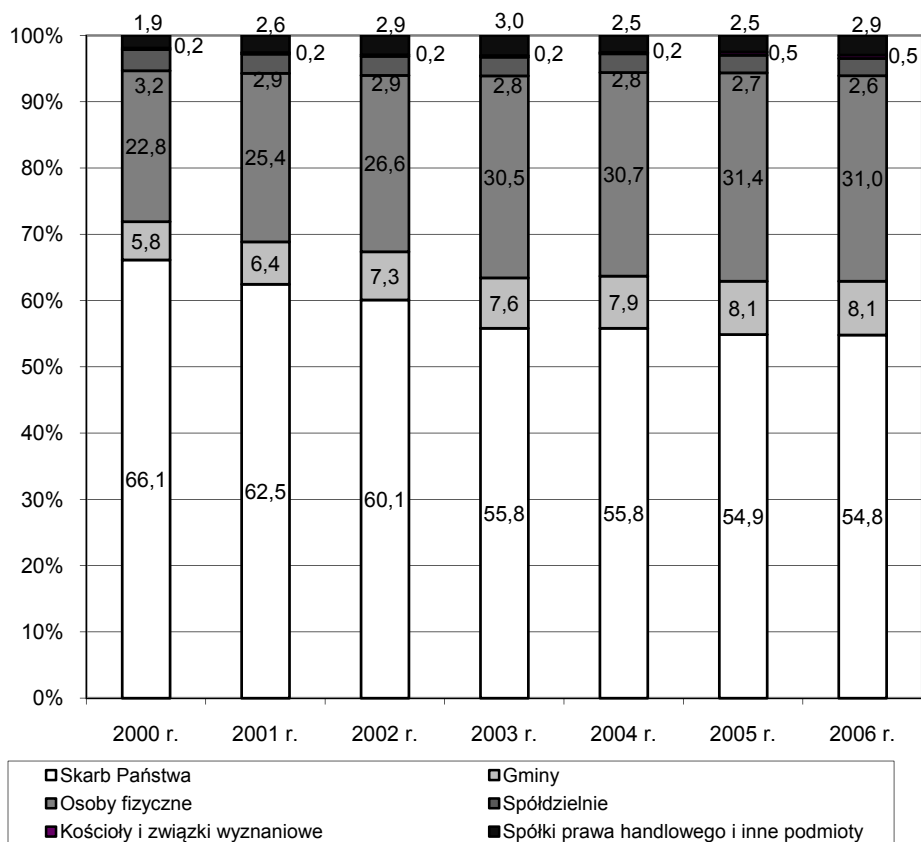
Fig. 6. The area of land in terms of the subject of ownership in the years 2000÷2006 in the Czerwonak commune

Tabela 1. Wskaźnik dynamiki zmian władania gruntów w gminie Czerwonak
Table 1. The index of dynamics of changes in land ownership in the Czerwonak commune

		Skarb Państwa						Gmina					
2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
100,0	94,5	90,9	84,4	84,4	82,8	82,7	100,0	110,7	126,1	131,7	136,6	139,9	140,8
Osoby fizyczne													
Spółdzielnie													
2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
100,0	111,8	117,0	134,0	134,9	138,1	136,2	100,0	90,6	89,4	87,9	88,3	82,6	81,5
Kościoły i związki wyznaniowe													
Spółki prawa handlowego i inne podmioty													
2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
100,0	100,0	100,0	100,0	94,7	210,5	221,1	100,0	136,1	154,2	160,6	134,2	132,3	156,1

3.4. Analiza struktury władania w badanych gminach w latach 2000÷2006

W gminie Czerwonak w latach 2000÷2006 ilość gruntów będących we władaniu Skarbu Państwa zmieniła się w tym okresie z 66,1% do 54,8%. Zmalał również udział procentowy gruntów, których właścicielem są spółdzielnie (o 0,6%). Wzrósł natomiast udział procentowy gruntów we władaniu osób fizycznych (o 8,2%), gmin (o 2,3%), kościołów i związków wyznaniowych (o 0,3%) oraz spółek prawa handlowego i innych podmiotów (o 1,0%) (rys. 7).



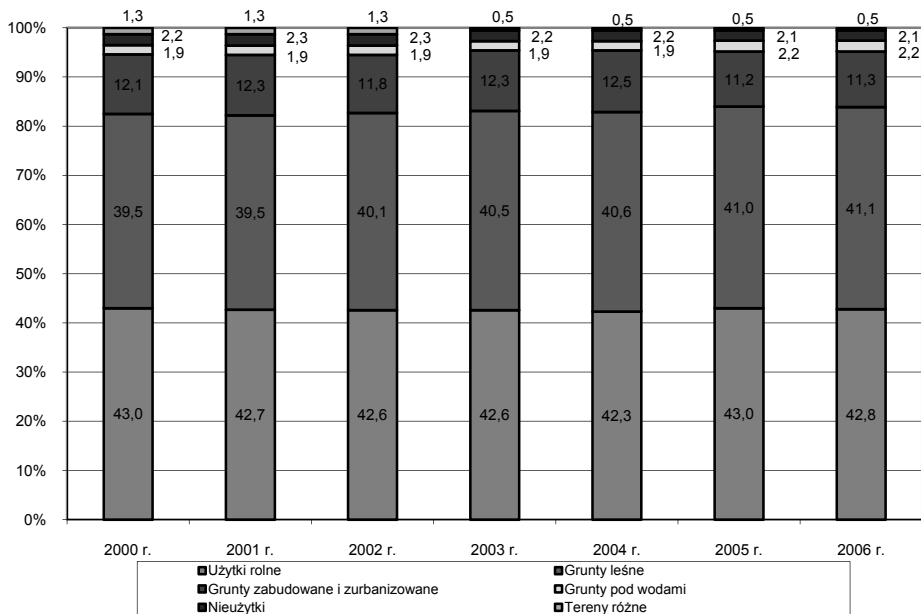
Rys. 7. Struktura władania w latach 2000÷2006 w gminie Czerwonak
Fig. 7. The structure of land ownership in the years 2000-2006 in the Czerwonak commune

3.5. Analiza struktury użytkowania w badanych gminach w latach 2000÷2006 (wskaźnik dynamiki zmian powierzchni użytków gruntowych)

W gminie Czerwonak w latach 2000÷2006 zmniejszyła się powierzchnia użytków rolnych, gruntów zabudowanych i zurbanizowanych, nieużytków i terenów różnych. Wzrosła natomiast powierzchnia gruntów leśnych i gruntów pod wodami (tabela 2).

3.6. Analiza struktury użytkowania w badanych gminach w latach 2000÷2006

W badanym okresie struktura użytkowania w gminie Czerwonak zmieniła się nieznacznie (rys. 8). W roku 2006 w stosunku do roku 2000 zmalał udział procentowy użytków rolnych (o 0,2%), gruntów zabudowanych i zurbanizowanych (o 0,8%), nieużytków (o 0,1%) oraz terenów różnych (o 0,8%). Wzrósł natomiast udział procentowy gruntów leśnych (o 1,6%) oraz gruntów pod wodami (o 0,3%).



Rys. 8. Struktura użytkowania w latach 2000÷2006 w gminie Czerwonak

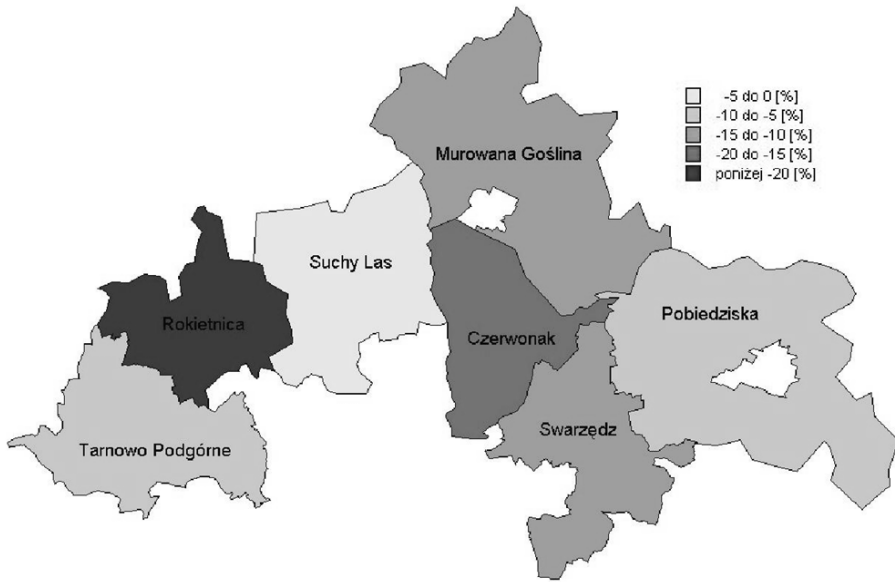
Fig. 8. The structure of land use in the years 2000-2006 in the Czerwonak commune

Tabela 2. Wskaźnik dynamiki zmian powierzchni użytków gruntowych w gminie Czerwonak
Table 2. The index of dynamics of changes in the area of land properties in the Czerwonak commune

		Użytki rolne						Grunty leśne					
2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
100,0	99,5	99,3	98,8	98,3	99,9	99,6	100,0	100,0	101,4	102,6	102,6	103,7	103,9
Grunty zabudowane i zurbanizowane													
2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
100,0	101,3	97,7	101,7	103,2	93,0	93,2	100,0	100,0	98,7	98,7	100,6	114,1	114,7
Nieużytki													
2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
100,0	103,3	103,3	102,8	102,2	97,8	97,8	100,0	100,0	100,0	41,0	41,0	39,0	39,0

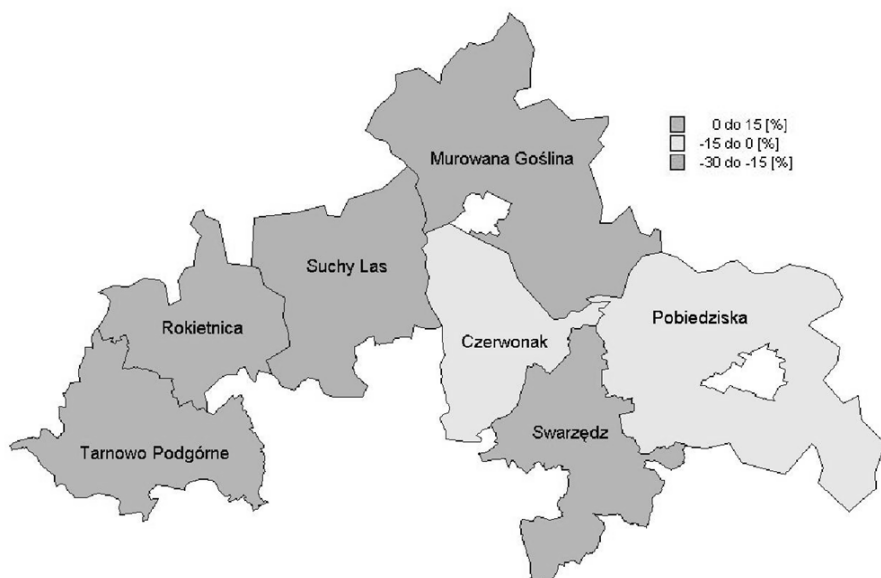
3.7. Analiza przestrzenna dynamiki zmian władania gruntów w badanych gminach

We wszystkich analizowanych gminach ilość gruntów Skarbu Państwa zmniejszyła się. Najwięcej gruntów tego podmiotu ubyło w gminie Rokietnica a najmniej w gminie Suchy Las. Analiza przestrzenna nie wykazała powiązań pomiędzy sąsiednimi gminami (rysunek 9).



Rys. 9. Wskaźnik dynamiki zmian władania gruntów (Skarb Państwa)
Fig. 9. The index of dynamics of changes in land ownership (the State Treasury)

Dynamika zmian władania gruntów zabudowanych i zurbanizowanych wykazała, że w trzech gminach tj. Rokietnica, Swarzędz i Tarnowo Podgórne zwiększyła się ilość tych użytków. W pozostałych czterech gminach zanotowano tendencję malejącą. Najwięcej gruntów zabudowanych i zurbanizowanych ubyło w gminach Czerwonak i Pobiedziska. Analiza przestrzenna nie wykazała powiązań pomiędzy sąsiednimi gminami (rysunek 10).



Rys. 10. Wskaźnik dynamiki zmian powierzchni użytków gruntowych (Grunty zabudowane i zurbanizowane)

Fig. 10. The index of dynamics of changes in the area of land properties (Built-up land and urbanized land)

4. Dyskusja

Wyniki badań potwierdzają, że zmiany ustrojowe jakie dokonały się po 1989 r. w Polsce przyczyniły się w istotny sposób do przekształceń własnościowych oraz zmian w strukturze użytkowania gruntów. Porównując dane statystyczne z GUS-u [6] dla Polski i województwa wielkopolskiego z wynikami badań przeprowadzonych dla wybranych gmin powiatu poznańskiego można stwierdzić że: tendencje zmian w strukturze użytkowania i władania gruntów mają podobny charakter jednak różnią się nasileniem danego zjawiska.

Również wyniki badań Kustronia i Mlecza w regionie Podkarpackim [3] oraz Dawidowicz [2] w rejonie Olsztyna potwierdzają zmiany w strukturze użytkowania (zmniejszanie się użytków rolnych) oraz władania gruntów (zmniejszanie się gruntów będących we władaniu Skarbu Państwa).

Przeprowadzone badania stanowią wstęp do badań nad zmianami struktury użytkowania i władania w województwie wielkopolskim natomiast nieznanne są opracowania dla tego obszaru innych autorów. Dlatego planuje się w dalszej kolejności przeprowadzić badania dla pozostałych powiatów województwa wielkopolskiego.

Badania umożliwią ocenę zmian struktury użytkowania i władania gruntów w zależności od bliskości miasta Poznania.

5. Wnioski

Przeprowadzona analiza pozwoliła na przedstawienie następujących wniosków:

1. W badanych gminach w analizowanym okresie można zaobserwować zmiany struktury użytkowania (małe zmiany) i struktury władania (duże zmiany).
2. Struktura władania gruntów wykazywała tendencję malejącą w sektorze państwowym na rzecz sektora prywatnego. Największe zmiany w badanym okresie nastąpiły w gminie Czerwonak, gdzie sektor państwowy stracił na rzecz sektora prywatnego ponad 27% użytków rolnych. Najmniejsze zaś zmiany wystąpiły w gminie Rokietnica, w której wskaźnik ten wyniósł niecałe 3%.
3. W analizowanych gminach struktura własnościowa podlegała zmianom:
 - powierzchnia użytków gruntowych będących w zarządzie Skarbu Państwa zmniejszyła się; najbardziej w gminie Rokietnica (o 25,6%), najmniej w gminie Suchy Las (o 0,8%),
 - powierzchnia użytków gruntowych będących w zarządzie spółdzielni zmniejszyła się, najbardziej w gminie Rokietnica (prawie wszystkie grunty spółdzielni przekazano innemu podmiotowi), najmniej w gminie Murowana Goślina (o 17,0%),
 - zwiększyła się powierzchnia gruntów będących we władaniu gmin; najbardziej w gminie Czerwonak (o 40,8%), najmniej w gminie Pobiedziska (o 14,1%),
 - zwiększyła się powierzchnia gruntów, których właścicielami są osoby fizyczne (oprócz gminy Tarnowo Podgórne), najbardziej w gminie Czerwonak (o 36,2%), najmniej w gminie Suchy Las (o 1,0%),

- wzrosła ilość gruntów we władaniu kościołów i związków religijnych (oprócz gminy Suchy Las); najbardziej w gminie Czerwonak (o 121,1%), najmniej w gminie Tarnowo Podgórne (o 1,0%),
 - wzrosła również ilość gruntów we władaniu związków wyznaniowych oraz spółek prawa handlowego (oprócz gminy Murowana Goślina); najbardziej w gminie (ponad 10-krotnie), najmniej w gminie Suchy Las (o 21,3%).
4. W analizowanych gminach można było zaobserwować następujące tendencje w zmianie struktury użytkowania:
- powierzchnia użytków rolnych zmniejszała się (oprócz gmin Pobiedziska i Suchy Las),
 - powierzchnia lasów zwiększyła się (oprócz gminy Tarnowo Podgórne),
 - pozostałe użytki gruntowe nie wykazywały jednostronnej tendencji.
5. Analiza przestrzenna badania zmian struktury użytkowania i władania gruntów nie wykazała powiązań pomiędzy sąsiednimi gminami. Zmiany przestrzenne występowały losowo.

Spis literatury

1. **Cymerman R., Kurowska K., Kowalczyk C.:** *Procedury wyłączenia gruntów rolnych i lasów z produkcji*. 3C/2002. Educaterra, Olsztyn 2002.
2. **Dawidowicz A.:** *Wykorzystanie powiatowych zestawień zbiorczych danych objętych ewidencją gruntów i budynków w procesie zbierania informacji o stanie rozwoju gminy wiejskiej*. Przegląd Geodezyjny; 3/2010: 14-23, 2010.
3. **Kustroń-Mleczak P., Gawroński K.:** *Tendencje zmian struktury władania ziemią w latach 1996-2002 w regionie podkarpackim*. WUW-M, Olsztyn 2004.
4. *MapInfo Professional. Przewodnik użytkownika*. MapInfo Corporation, Troy, New York, 1999.
5. *Rocznik Statystyczny GUS*. GUS, Warszawa, 1989, 1990.
6. www.stat.gov.pl – strona internetowa Głównego Urzędu Statystycznego.

Analysis of Changes in the Structure of Land Use and Ownership After Transformation of Political and Economic System in Poland in 1989 Based on Selected Communes in the Wielkopolska Region

Abstract

The study concerns problems connected with the analysis of changes in the structure of land use and ownership in the Poznań County in the years 1989–2006. Investigations were based on record data collected at the County Centre of Land Survey and Cartography Records in Poznań. For the purpose of the study 7 communes from the Poznań County were selected (Czerwonak, Murowana Goślina, Pobiedziska, Rokietnica, Suchy Las, Swarzędz, Tarnowo Podgórne). Changes in the structure of land use and ownership in a given commune in individual years were determined and compared with those in the other communes. For this purpose data were subjected to: statistical analysis, analyses on pie and bar graphs, spatial analysis based on thematic maps prepared with the use of the MapInfo version 7.5 software.

These analyses made it possible to present the following conclusions:

1. In the analyzed communes in the investigated period changes may be observed in the structure of land use (small changes) and ownership (big changes).
2. The structure of land ownership showed a downward trend in the state sector to the advantage of the private sector. The biggest changes in the analyzed period took place in the Czerwonak commune, where the state sector lost over 27% agriculturally used area to the advantage of the private sector. In turn, the smallest changes occurred in the Rokietnica commune, in which this index was below 3%.
3. In the analyzed communes the ownership structure underwent the following changes:
 - the area of land administered by the State Treasury decreased; this change was biggest in the Rokietnica commune (by 25.6%), while it was smallest in the Suchy Las commune (by 0.8%),
 - the area of land administered by cooperatives decreased, with this trend being biggest in the Rokietnica commune (almost all land properties of cooperatives were transferred to other entities), while it was smallest in the Murowana Goślina commune (by 17.0%),

- the area of land held by communes increased, which change was biggest in the Czerwonak commune (by 40.8%), and smallest in the Pobiedziska commune (by 14.1%),
 - the area of land owned by physical persons increased (except for the Tarnowo Podgórne commune), the change being biggest in the Czerwonak commune (by 36.2%), and smallest in the Suchy Las commune (by 1.0%),
 - the amount of land held by churches and religious associations increased (except for the Suchy Las commune); the change being biggest in the Czerwonak commune (by 121.1%), and smallest in the Tarnowo Podgórne commune (by 1.0%),
 - the amount of land held by denominations associations and commercial companies also increased (except for the Murowana Goślina communes) – on the biggest scale in the commune (over 10-fold), and on the smallest scale in the Suchy Las commune (by 21.3%).
4. The following trends could be observed in the analyzed communes in terms of changes in the land use structure:
- the area of agriculturally utilized land decreased (except for the Pobiedziska and Suchy Las communes),
 - the area of forests increased (except for the Tarnowo Podgórne commune),
 - in case of the other land properties no marked trends could be observed.
5. Spatial analysis concerning changes in the structure of land use and ownership did not show relationships with the neighbouring communes. Spatial changes were of random character.



Sedymentacja siarczanu baru w osadniku jako metoda ograniczenia ilości osadów stałych w rurociągu odpływowym KWK „Jankowice”¹

*Marian Branny, Justyna Swolkień
Akademia Górniczo-Hutnicza, Kraków*

1. Wstęp

Południowo-zachodnią część Górnosląskiego Zagłębia Węglowego, na której terenie położona jest kopalnia „Jankowice” charakteryzują wody o różnym charakterze chemicznym. Wody te zawierają duże stężenia jonów chlorkowych, a także jonów siarczanowych i barowych. Te ostatnie, a w szczególności osad siarczanu baru, jaki powstaje na skutek ich połączenia stanowi szczególne zagrożenie dla systemu retencyjno-dożującego „Olza”. Za pośrednictwem tego systemu wspomniana kopalnia odprowadza swoje wody dołowe do rzeki Odry. Problem nie byłby na tyle istotny gdyby kopalnia ta odprowadzała tylko swoje wody, o podwyższonych stężeniach jonów baru, ale za jej pośrednictwem odprowadza swoje wody również kopalnia „Chwałowice”. Jej wody z kolei charakteryzują przede wszystkim jony siarczanowe. Problem z wytrącaniem się osadu siarczanu baru jest bardzo ważny ze względu na stan techniczny rurociągów kolektora „Olza”, a także nakłady na energochłonność przetłaczania. Stąd też konieczne było podjęcie działań mających na celu

¹ Praca wykonana w ramach prac statutowych AGH nr. 11.11.100.497 finansowanych ze środków Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego

zminimalizowanie tego zjawiska, poprzez zastosowanie odpowiednich metod ograniczenia wytrącania się siarczanu baru. W poniższym artykule przedstawiono jedną z takich metod wykorzystującą proces sedymentacji siarczanu baru w osadniku „Jankowice”. Główna uwaga autorów skupiła się na opisie przebiegu samego procesu, a także wykorzystaniu metod symulacji numerycznej przepływu siarczanu baru przez osadnik w celu wyznaczenia efektywności jego sedymentacji.

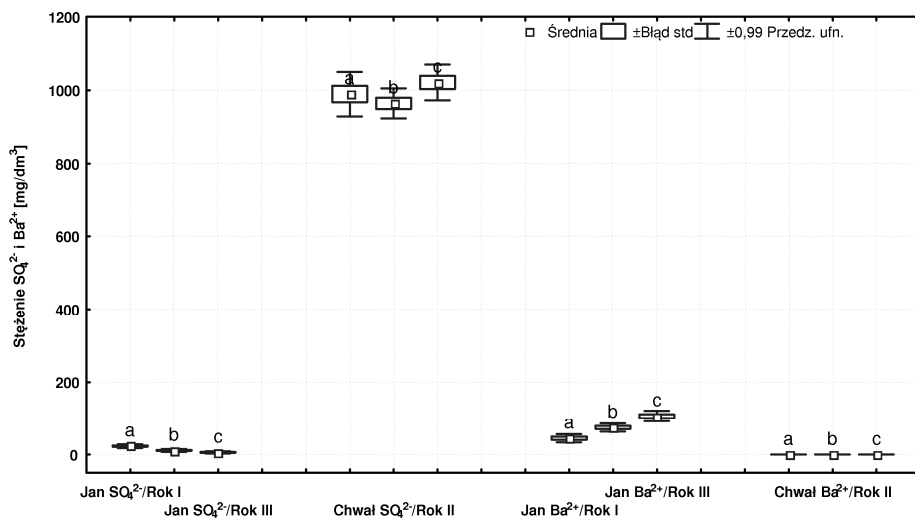
2. Charakter chemiczny wód kopalni „Jankowice” i „Chwałowice”

Wody kopalniane obu omawianych kopalń, ze względu na swoje usytuowanie [1], powinny obfitować w jony siarczanowe, jednakże w części wschodniej kopalni „Jankowice”, w której prowadzona jest eksploatacja, występują jony barowe. Pomocne przy określeniu składu chemicznego i pochodzenia wód kopalnianych okazały się badania izotopowe [1,2,3]. Szczególnie ważną rolę spełniały one podczas identyfikowania pochodzenia jonów siarczanowych. Na rysunku 1 przedstawione zostały zmiany stężeń jonów baru i siarczanowych w obu kopalniach w okresie od VI 2003÷V 2006.

Z wykresu wynika, że w wodach obu kopalń występują jony siarczanowe, przy czym ich stężenia w „Chwałowicach” uległy wzrostowi na przestrzeni trzech lat, przekraczając nawet 1000 mg/dm^3 (VI 2005÷V 2006). O wiele niższe stężenia jonów siarczanowych zanotowano w kopalni „Jankowice”. Średnio wynosiły one 23 mg/dm^3 w roku pierwszym i ulegały wyraźnemu spadkowi w latach następnych (średnio 6 mg/dm^3 w roku trzecim). Na wykresie zaobserwować można ścisłą korelację pomiędzy stężeniami jonów siarczanowych i barowych. Spadkowi stężeń tych pierwszych odpowiada wyraźny wzrost stężenia drugich (w kopalni „Jankowice” średnio 107 mg/dm^3 w roku trzecim). W kopalni „Chwałowice” jony baru praktycznie nie występują, za wyjątkiem głębiej położonych poziomów (1050 m) [4].

Pomimo obecności w wodach kopalni „Jankowice” jonów siarczanowych, przeważają w niej jony baru. Obecności ich sprzyjają silnie warunki redukcyjne panujące we wschodniej części „Jankowic”, obecność promieniotwórczych izotopów radu [1], a także wysokie stężenia jonów chlorkowych (rysunek 1) i wzrost głębokości eksploatacji. Źródłem baru mogły być również okruszczone barytem szczeliny uskoko-

we występujących w rejonie kopalni, a także ascezyjny dopływ wód z głębiej położonych poziomów [4]. Nie bez znaczenia dla obecności baru są występujące na terenie kopalni izolujące ilaste osady, które uniemożliwiają infiltrację wód z powierzchni.



Rys. 1. Analiza stężeń jonów SO_4^{2-} i Ba^{2+} w kopalniach Jankowice i Chwałowice w okresie od VI 2003÷V 2006 (a) VI 2003÷V 2004, (b) VI 2004÷V 2005, (c) VI 2005÷V 2006

Fig. 1. Analysis of SO_4^{2-} i Ba^{2+} ions' concentration in Jankowice and Chwałowice coal mines in the period of VI 2003-V 2006; (a) VI 2003-V 2004, (b) VI 2004-V 2005, (c) VI 2005-V 2006

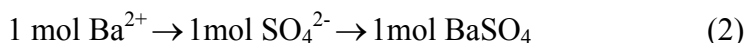
Obecność w wodach dołowych obu omawianych kopalń, zarówno jonów siarczanowych, jak i jonów baru stanowi źródło poważnych problemów podczas ich wspólnego odprowadzania do kolektora „Olza”. Wynika to z faktu, że połączenie tych jonów skutkuje wytrąceniem trudno rozpuszczalnego osadu siarczanu baru w jego rurociągach. Proces ten postępował od 1993 roku, kiedy to rozpoczęto wprowadzanie wód kopalni „Chwałowice” do osadnika przypowierzchniowego „Jankowice” i dalej do rurociągu kolektora [5].

W związku z faktem, iż proces wytrącania się osadów siarczanu baru jest niemal natychmiastowy, na przestrzeni lat nastąpiło znaczące zmniejszenie czynnej średnicy rurociągów, a co za tym idzie zwiększenie

energochłonności przetwarzania całego systemu. Konieczne stało się więc wdrożenie metod ograniczania ilości wytrącającego się siarczanu baru u źródła, czyli bezpośrednio w kopalni.

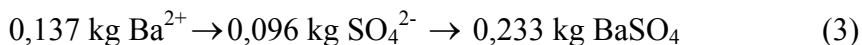
3. Analiza chemiczna procesu strącania siarczanu baru

W najprostszy sposób reakcję łączenia się jonów barowych z jonami siarczanowymi można zapisać w następujący sposób:



Na skutek połączenia się obu jonów prawie natychmiast następuje wytrącenie białego, trudno rozpuszczalnego, drobnokrystalicznego osadu siarczanu baru. Związek ten bardzo łatwo ulega zanieczyszczeniu w wyniku współstrącenia z innymi jonami dodatnimi obecnymi w roztworze, takimi jak: Fe^{3+} , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Sr^{2+} , Mg^{2+} [6]. Fakt ten stanowi dodatkowy kłopot w przypadku wytrącania osadu w rurach stalowych, którymi odprowadzane są wody kopalniane. Współstrącenie następuje na skutek adsorpcji, okluzji, tworzenia kryształów mieszanych. Oprócz tego, jeśli odprowadzane wody, bogate między innymi w jony wapnia i magnezu, połączą się z wodami zawierającymi w swoim składzie jony węglanowe, to dodatkowo nastąpi wytrącenie osadów węglanów. Powstające zawiązki stałe niejednokrotnie zawierają w swoim składzie również promieniotwórcze izotopy radu.

Biorąc pod uwagę fakt, iż reakcja strącania przebiega stechiometrycznie, ilość wytrąconego siarczanu można wyznaczyć korzystając z równania reakcji (1 i 2). Uwzględniając masy molowe substratów i produktu, otrzymujemy ogólne równanie (5), pozwalające wyznaczyć ilość wytrąconego siarczanu baru, jak również równanie (6) określające ilość jonów siarczanowych potrzebnych do wytrącenia danego ładunku baru.



$$Y \text{ kg BaSO}_4 = \frac{0,233 \text{ kg BaSO}_4 \cdot A \text{ kg Ba}^{2+}}{0,137 \text{ kg Ba}^{2+}} \quad (5)$$

$$X \text{ kg SO}_4^{2-} = \frac{0,096 \text{ kg SO}_4^{2-} \cdot A \text{ kg Ba}^{2+}}{0,137 \text{ kg Ba}^{2+}} \quad (6)$$

$$M_{\text{Ba}^{2+}} = 0,137 \text{ kg/mol}$$

$$M_{\text{SO}_4^{2-}} = 0,096 \text{ kg/mol}$$

$$M_{\text{BaSO}_4} = 0,233 \text{ kg/mol}$$

Przykładowo, zakładając, że ilość jonów baru w wodach kopalni wynosiłaby $A = 157,3 \cdot 10^3 \text{ kg}$, to ilość siarczanu baru, która powstałaby w wyniku reakcji strącania wynosiłaby odpowiednio 267,52 Mg (7):

$$Y \text{ kg BaSO}_4 = \frac{0,233 \text{ kg BaSO}_4 \cdot 157,3 \cdot 10^3 \text{ kg Ba}^{2+}}{0,137 \text{ kg Ba}^{2+}} \quad (7)$$

$$Y \text{ BaSO}_4 = 267,525 \cdot 10^3 \text{ kg} = 267,52 \text{ Mg}$$

$$X \text{ kg SO}_4^{2-} = \frac{0,096 \text{ kg SO}_4^{2-} \cdot 157,3 \cdot 10^3 \text{ kg Ba}^{2+}}{0,137 \text{ kg Ba}^{2+}} \quad (8)$$

$$X \text{ kg SO}_4^{2-} = 110,22 \text{ Mg}$$

Aby stracić taką ilość osadu, bez konieczności wprowadzania go do kolektora, potrzebne byłoby około 110 Mg jonów siarczanowych (8). W przypadku niezapewnienia odpowiedniej ilości jonów siarczanowych niestrącony bar przedostawałby się do rurociągów i na skutek kontaktu z wodami innych kopalń, zawierającymi jony siarczanowe ulegałyby strąceniu w rurociągach kolektora „Olza”, powodując ich zarastanie i zmniejszanie czynnej średnicy.

4. Zestawienie metod usuwania szkodliwych jonów baru w kopalni „Jankowice”

Dopływające do niższych poziomów kopalni „Jankowice” wody są słabo lub mocno zmineralizowane, czyli zawierają odpowiednio dużo lub mało związków mineralnych. Największy problem sprawia zagospodarowanie wód doprowadzanych na poziomy 400 m i 565 m, gdyż są one najbardziej zanieczyszczone jonami baru i promieniotwórczym radem (^{226}Ra).

Bezpośrednie odprowadzanie ich do znajdujących się w pobliżu pola macierzystego kopalni rzek Rudy i Nacyny powodowałoby wytrącenie osadów siarczanu baru zawierających promieniotwórczy rad, a także przekroczenie najwyższych dopuszczalnych wartości innych szkodliwych substancji (chlorki, zawiesiny ogólne). Takie rozwiązanie byłoby więc niekorzystne zarówno ekologicznie, jak również ekonomicznie, ze względu na silne zanieczyszczenie znajdującego się w pobliżu zbiornika „Rybnik”, z którego elektrownia „Rybnik” pobiera wodę do celów technologicznych.

Od 1989 roku kopalnia „Jankowice”, w ramach profilaktyki przeciwpożarowej, lokuje w swoich wyrobiskach odpady energetyczne pochodzące z elektrowni „Rybnik” (popioły lotne) i górnicze odpady poplotacyjne z Zakładu Mechanicznej Przeróbki Węgla [7]. Do tworzenia mieszanin popiołowo-wodnych wykorzystywane są wody dopływające do kopalni. Połączenie bogatych w siarczany popiołów i odpadów górniczych z naturalnie bogatymi w jony baru wodami kopalni, powoduje strącanie w wyrobiskach górniczych osadu siarczanu baru i radu. Powstałe na skutek strącenia szlamy lokowane są w specjalnie do tego przygotowanych osadnikach w pokładzie 507, pomiędzy poziomami 400 m i 250 m [7].

Usuwanie zanieczyszczeń stałych w wyrobiskach górniczych pozwoliło w dużym stopniu wyeliminować z wód kopalni „Jankowice” szkodliwe jony baru i radu, ale także zagospodarować uwalniające się z odpadów energetycznych i górniczych jony siarczanowe. Niestety wody kopalni „Jankowice” są na tyle bogate w jony baru, że uwalniane jony siarczanowe nie były w stanie całkowicie ich wytrącić (zgodnie z równaniem reakcji strącania siarczanu baru). Konieczne było więc zastosowanie dodatkowych metod oczyszczania wód. Z pomocą przyszły odprowadzane do osadnika kopalni wody kopalni „Chwałowice”, w których stężenia jonów siarczanowych były na tyle duże, że praktycznie całkowicie wystarczały do usunięcia jonów baru. W metodzie tej wykorzystano proces sedymentacji siarczanu baru w osadniku kopalni „Jankowice”.

5. Symulacja numeryczna przepływu cząsteczek siarczanu baru przez osadnik kopalni „Jankowice”

Wykorzystanie zjawiska sedymentacji w procesie usuwania szkodliwych jonów baru i siarczanowych jest bardzo skuteczną metodą, gdyż w wysokim stopniu eliminuje przedostawanie się szkodliwych jonów do rurociągów kolektora. Cały wytrącony osad siarczanu baru pozostaje

w osadniku. Metoda ta musi podlegać jednak szczegółowej kontroli z uwagi na ilość dopływających do osadnika jonów siarczanowych i barowych, a także ze względu na czas ich bezpośredniego kontaktu w zbiorniku.

Według Pluty i Szczepańskiej [8], przewidywany czas całkowitego wytrącenia jonów baru o stężeniu 90 mg/dm^3 przez jony siarczanowe o stężeniu równym 1050 mg/dm^3 , wynosi dwie doby, przy czym praktycznie 90% osadu wytrąca się w ciągu pierwszych kilku godzin. Z uwagi na efektywność wytrącanego siarczanu baru, tak ważne jest poznanie przebiegu zjawiska osadzania się siarczanu baru już w samym osadniku. Z pomocą przychodzi metoda symulacji numerycznej przepływu zawiesiny przez osadnik.

6. Komputerowe modelowanie przepływu wielofazowego

Przepływ zawiesiny przez osadnik można scharakteryzować jako dwufazowy, w którym wyróżnia się fazę ciągłą stanowiącą wodę i rozproszoną, składającą się z cząstek pochodzenia mineralnego lub chemicznego (siarczan baru).

Przepływy dwufazowe można opisać przy pomocy tych samych zasad zachowania masy, pędu i energii, co jednofazowe, ale opis ten jest zdecydowanie bardziej skomplikowany. Wynika to z faktu istnienia dużych różnic pomiędzy tymi przepływami, wśród których podstawowe znaczenie ma występowanie nie tylko oddziaływań zewnętrznych na płyn ze strony ścian sztywnych lub ciał opływanych lecz również oddziaływania wewnętrzne na powierzchniach rozdziału faz. Te ostatnie są zmienne, zarówno pod względem miejsca, jak i czasu. Trudności związane z rozwiązaniem modeli teoretycznych stanowiły punkt wyjścia do opracowania wielu metod opartych o równania półempiryczne, które opisują konkretne przypadki przepływów dwufazowych [9, 10, 11].

Obecnie w komputerowej mechanice płynów stosowane są dwie metody rozwiązywania przepływów wielofazowych, a mianowicie metoda Eulera-Lagrange'a i Eulera-Eulera [12]. W pierwszej z nich faza płynna traktowana jest jako ośrodek ciągły i opisywana przy pomocy czasowo-uśrednionych równań Naviera-Stokea, a rozwiązania dla fazy rozproszonej bazują na wyznaczeniu torów dużej liczby cząsteczek w obliczonym polu prędkości. Pomiedzy fazą ciągłą i rozproszoną może zachodzić wymiana masy, pędu i energii. Podstawowe założenie obowią-

zujące w tym modelu dotyczy małego udziału objętościowego fazy rozproszonej. W procesie obliczeniowym trajektorie cząsteczek wyznaczone są dla określonej liczby kroków.

Symulacje trójwymiarowego (3D) przepływu cząsteczek stałych przez osadniki kopalń „Jankowice” wykonano właśnie w oparciu o model Eulera-Lagrange’a zakładając, że przepływ jest dwufazowy. Fazę ciągłą stanowi woda, zaś fazę rozproszoną cząstki stałe o różnych średnicach. Obliczenia wykonano z wykorzystaniem programu FLUENT 6.1.

7. Warunki brzegowe

Dla fazy ciągłej (wody) przyjęto następujące warunki:

- w otworach dopływowych przyjmowano warunki brzegowe pierwszego rodzaju w postaci stałej prędkości wpływającej do obszaru wody, kinetyczną energię turbulencji oraz szybkość dyssypacji tej energii wyliczono przy założeniu 5% intensywności turbulencji na wlocie,
- w przekroju wylotowym przyjmowano stałą wartość ciśnienia statycznego, zaś dla pozostałych zmiennych zakładano zerową wartość gradientu w kierunku przepływu tzw. warunki ciśnieniowe,
- na ścianach sztywnych przyjmowano przepływ bezpoślizgowy, a w obszarach przyściennych korzystano z klasycznego modelu funkcji ściany,
- powierzchnię swobodną modelowano poprzez przyjęcie zerowych wartości naprężeń stycznych.

Warunki brzegowe dla fazy rozproszonej sprowadzają się zaś do przyjęcia miejsca z którego uwalniane są cząstki stałe oraz określenia warunków ich zderzenia ze ścianą. W obliczeniach przyjęto dwa typy warunków brzegowych dla fazy dyskretnej.

- cząstka po zderzeniu ze ścianą ulega odbiciu. Warunek określany jest przez ilość pędu jaką cząstka traci po zderzeniu ze ścianą i stosowany był dla ścian bocznych osadnika,
- cząstka po dotarciu do brzegu znika (zostaje zatrzymana lub wypływa z obszaru), obliczenia jej trajektorii zostają zatrzymane. Warunek zadawany był na powierzchni dna osadnika oraz w przekroju otworu odpływowego.

8. Obliczenia numeryczne trójwymiarowego (3D) przepływu dwufazowego przez osadniki i ich analiza

Obliczenia numeryczne przepływu cząstek stałych wykonano dla osadnika kopalni „Jankowice”, na który odprowadza swoje wody ta kopalnia i kopalnia „Chwałowice”. Charakterystykę przyjętego do obliczeń osadnika przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Charakterystyka osadnika
Table 1. Characteristics of settling tank

Nazwa	Wymiary [m]	Przepływ [m ³ /dobę]	Opis
Osadnik KWK „Jankowice”	250·180·1	9670	Niestrukuralna siatka numeryczna o ilości węzłów ponad 800000

W obliczeniach przyjęto również, że przez osadnik przepływa jednorodna rozcieńczona zawiesina. Drobnodziarniste cząstki siarczanu baru mają kształt kul o średnicach od $1 \cdot 10^{-5} \div 1 \cdot 10^{-6}$ m i gęstości 4500 kg/m^3 [13]. Jednocześnie proces sedymentacji ma charakter ciągły, co znaczy, że w osadniku występują strefy o różnych stężeniach. Zakłada się, że przepływ jest ustalony, trójwymiarowy (3D), strumień objętości i masy zawiesiny dopływający do osadnika jest równy strumieniowi wypływającemu (tabela 1). Oznacza to, że w bilansach masowych strumieni na wlotach i wylotach pominięto masę cząstek stałych osadzających się w zbiorniku.

W obliczeniach numerycznych wyznaczono trójwymiarowe (3D) pola prędkości, ciśnień, kinetycznej energii turbulencji i dyssypacji tej energii dla fazy ciągłej, oraz wyznaczono trajektorie ruchu cząstek stałych (siarczanu baru). Pozwoliło to na określenie efektywności procesu sedymentacji, rozumianej jako stosunek liczby cząstek osiadłych na dnie zbiornika do ogólnej liczby cząstek uwolnionych. Niezależność rozwiązań od gęstości siatki numerycznej sprawdzono poprzez jej zagęszczenie.

Na rysunkach 2, 3, zostały przedstawione obrazy linii prądu wychodzące z powierzchni wlotu osadnika, pola prędkości w płaszczyźnie zwierciadła swobodnego, oraz tory cząstek siarczanu baru przy założonych różnych średnicach. W omawianym przypadku siarczanu baru powstaje w miejscu mieszania się strumieni wlotowych.

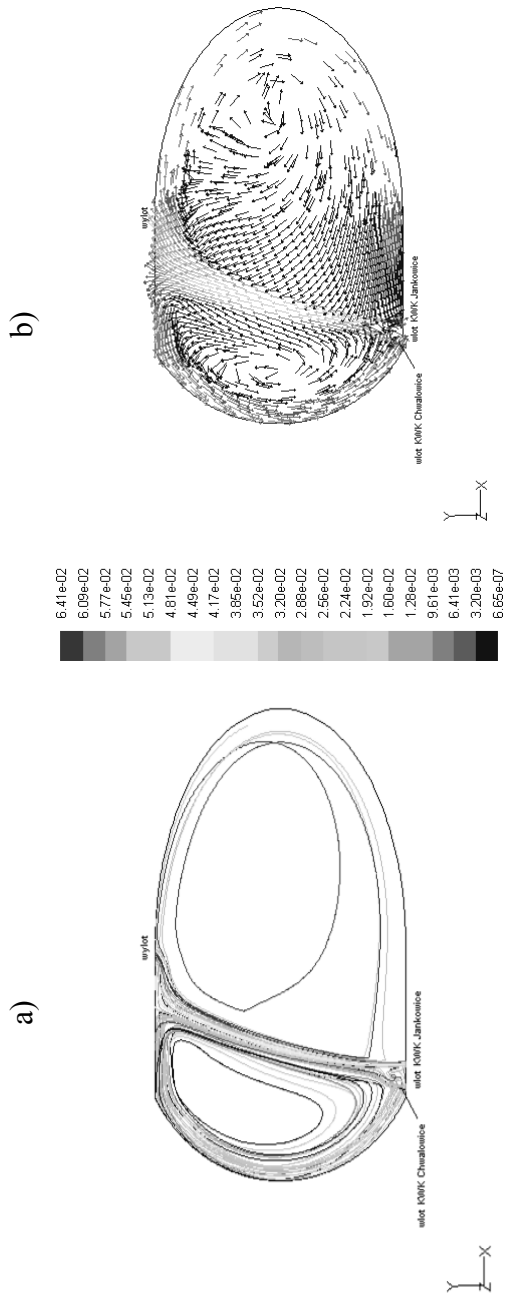
Dodatkowo w tabeli 2 zestawiono wartości efektywności sedymentacji w zależności od średnicy cząstek stałych.

Na rysunkach 2 a i b przedstawione zostały linie prądu i pola prędkości cząstek siarczanu tworzące się podczas kontaktu jonów baru i siarczanowych. Ich przebieg zależy od kształtu zbiornika oraz usytuowania otworów wlotowych i wylotowych. Analizując przebieg linii prądu i pól prędkości wyróżnić można dwie strefy z przepływem recyrkulacyjnym różniące się między sobą zarówno zasięgiem jak i natężeniem przepływu.

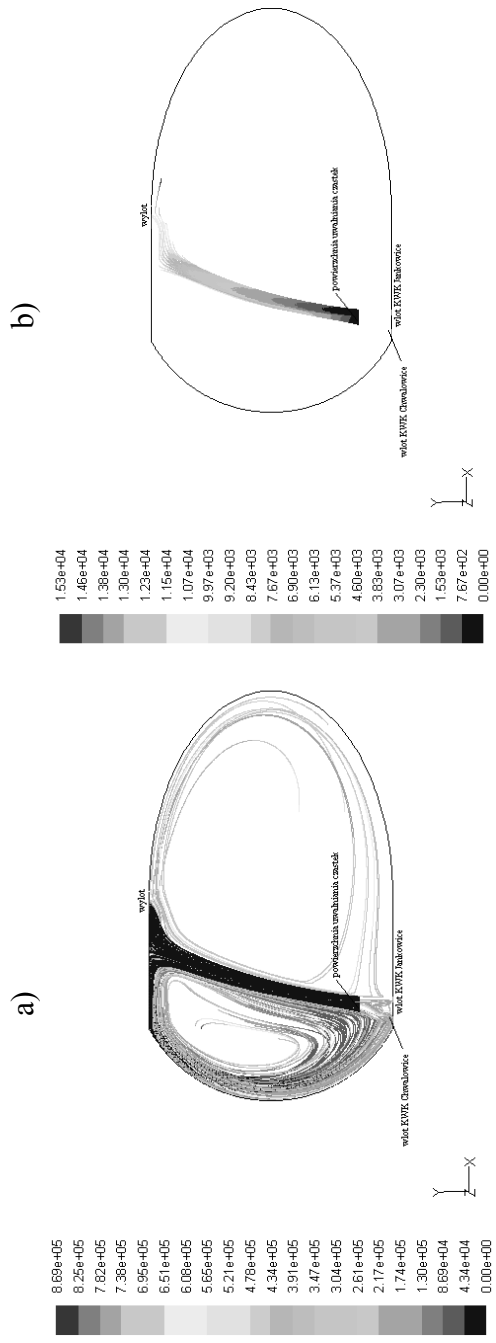
Analizując powyższe wykresy, oraz dane zamieszczone w tabeli 2, wyraźnie uwidacznia się zależność między efektywnością sedymentacji, a średnicą cząstek siarczanu. Mała efektywność, a tym samym najdłuższy czas opadania występuje przy średnicy $1 \cdot 10^{-6}$ m. W przypadku średnicy cząstek siarczanu baru $1 \cdot 10^{-6}$ m efektywność sedymentacji wynosi 62,5%. Przyjęta na rysunku 3 skala szarości odpowiada czasowi przebywania cząstki stałej w zbiorniku, która zgodnie z przyjętymi warunkami brzegowymi bądź to osiada na dnie zbiornika bądź też wypływa otworem wylotowym. Czas przebywania cząstki stałej w zbiorniku jest funkcją wielu zmiennych, wśród których istotne znaczenie ma geometria osadnika, strumień masowy przepływającej zawiesiny, jak i właściwości fizyczne samych cząstek stałych. Informacja o czasie ich przebywania w osadniku może być wykorzystana przy modernizacji zbiornika, polegającej na optymalizacji jego kształtu oraz rozmieszczeniu otworów dopływowych i wypływowych, jak również przy projektowaniu nowych obiektów.

W omawianym przypadku wraz ze wzrostem średnicy cząstek skraca się czas ich opadania i jednocześnie wzrasta efektywność sedymentacji. Dla osadnika kopalni „Jankowice” efektywność 99% uzyskano przy średnicy cząstki wynoszącej $7 \cdot 10^{-6}$ m.

Zasadniczą trudnością w określaniu swobodnej prędkości opadania ziaren BaSO_4 , co rzutuje na efektywność sedymentacji, jest niemożność dokładnego sprecyzowania ich średnicy. Określenie jej rzeczywistej wartości jest dosyć trudne, a dane literaturowe podają jedynie pewien jej zakres [14]. Według nich przy ciągłym mieszaniu otrzymuje się kryształki o średnicy $6 \div 8 \mu\text{m}$, a przy mieszaniu intensywnym, mechanicznym o średnicy od $3 \mu\text{m}$ do $0,1 \mu\text{m}$. Należy zwrócić również uwagę na fakt, iż siarczan baru ma zdolności do okludowania, adsorbowania i tworzenia kryształów mieszanych, co jeszcze bardziej utrudnia precyzyjne wyznaczenie jego średnicy.



Rys. 2. a) Linie prądu wychodzące z powierzchni wlotu osadnika „Jankowice” b) pole prędkości – płaszczyzna zwierniadała swobodnego w osadniku „Jankowice”
Fig. 2. a) Stream lines coming out from the surface of inlet of “Jankowice” settler b) velocity field – plane of water table in the “Jankowice” settler



Rys. 3. Tory cząsteczek siarczynu baru ($\rho=4500 \text{ kg/m}^3$) uwalnianych w miejscu mieszania się strumieni wlotowych, a) przy $d=1 \cdot 10^{-6} \text{ m}$, b) przy $d=7 \cdot 10^{-6} \text{ m}$

Fig. 3. Path lines of barium sulphate deposits ($\rho=4500 \text{ kg/m}^3$) released from the point of inlet streams mixing in “Jankowice” settler; a) diameter $d=1 \cdot 10^{-6} \text{ m}$, b) diameter $d=7 \cdot 10^{-6} \text{ m}$

Tabela 2. Zestawienie średnic i sprawności sedymentacji w badanym osadniku
Table 2. List of diameters and efficiency of sedimentation in the settling tank

Nazwa	średnica [m]	efektywność [%]	średnica [m]	efektywność [%]
Osadnik KWK „Jankowice”	$1 \cdot 10^{-6}$	62,5	$7 \cdot 10^{-6}$	99

Analizując uzyskane w procesie obliczeń numerycznych dane (tabela 2) i zakładając, że nie da się jednoznacznie określić średnicy cząstek siarczanu baru, racjonalnym wydaje się, przy regulowaniu rozplywem wód, wydłużenie czasu kontaktu różnych chemicznie wód. Pozwoli to zabezpieczyć rurociągi kolektora przed ewentualnym przedostaniem się do nich siarczanu baru. Zakładając, zgodnie z literaturą [13], najbardziej prawdopodobną średnicę siarczanu baru jako równą $7 \cdot 10^{-6}$ m, otrzymana efektywność jego sedymentacji w osadniku „Jankowice” wynosi, wspomniane już 99%. Należy jednak pamiętać, że na efektywność procesu sedymentacji ma wpływ geometria zbiornika i usytuowanie otworów wlotowych i wylotowych. Inny kształt zbiornika spowodować może uzyskanie innej wartości efektywności przy tej samej przyjętej średnicy.

9. Proces sedymentacji siarczanu baru w osadniku kopalni „Jankowice”

W tabeli 3 przedstawiono średnie stężenia jonów baru i jonów siarczanowych w wodach kopalnianych odprowadzanych do i z osadnika kopalni „Jankowice”, za okres od VI 2003 do V 2006.

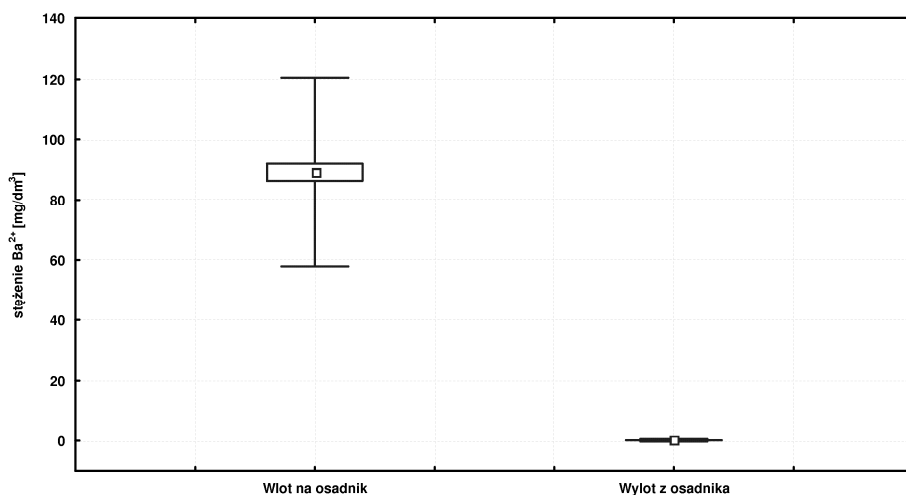
Analiza tych stężeń pokazała, że stężenia jonów baru odprowadzanych do osadnika, pomimo oczyszczania w wyrobiskach górniczych, były wysokie. W pierwszym półroczu 2006 roku sytuacja uległa znacznemu pogorszeniu. Stężenia jonów baru wzrosły bowiem półtora raza w stosunku do roku 2005, przy jednoczesnym spadku stężeń jonów siarczanowych. Pierwsze znaczne wzrosty stężenia zanotowano już w październiku 2005 roku. Taka sytuacja mogła być spowodowana dopływem do kopalni wód o zwiększonych zawartościach jonów baru. Nie stanowi to jednak problemu, ponieważ odprowadzane z kopalni „Chwałowice” wody zawierają na tyle dużo siarczanów (tabela 3), że są w stanie strącić cały ładunek baru.

Tabela 3. Zestawienie stężeń jonów baru i jonów siarczanowych na wlocie i na wylocie z osadnika Jankowice
Table 3. List of barium and sulphates ions' concentrations on the inlet and outlet of the Jankowice settler

Okres	Jankowice/wlot		Chwałowice/wlot mg SO ₄ ²⁻ /dm ³	Pompownia Jankowice/wylot	
	mg Ba ²⁺ /dm ³	mg SO ₄ ²⁻ /dm ³		mg Ba ²⁺ /dm ³	mg SO ₄ ²⁻ /dm ³
VI÷XII 2003	53,75	24,07	916,05	0,10	301,20
2004	58,85	15,14	1003,56	0,00	275,45
2005	85,74	10,20	1007,76	0,18	265,54
I÷V 2006	135,07	1,67	1030,67	0,47	211,40

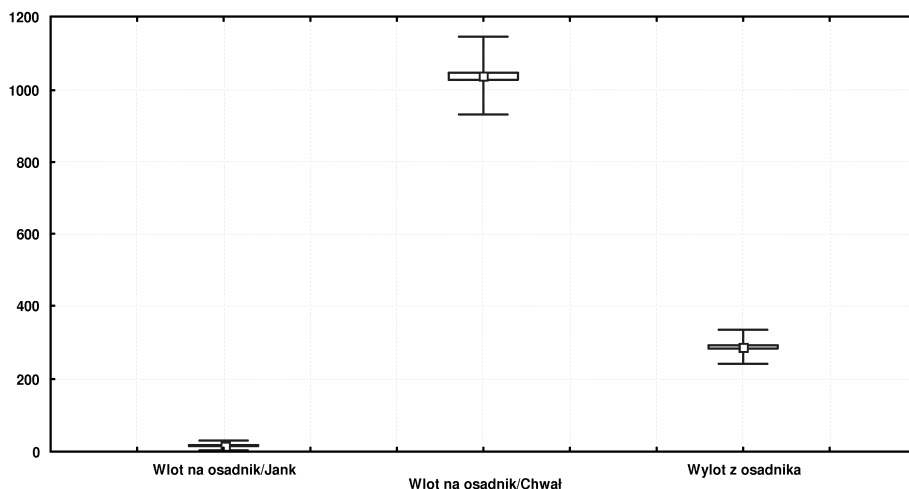
Istotny jest jednak fakt, że proces strącania osadu musi podlegać szczegółowej kontroli, a wody z obu kopalń powinny pozostawać w kontakcie na tyle długo, aby cały siarczan baru uległ wytrąceniu. Dawne zaniedbania związane z obserwacją tegoż właśnie procesu przyczyniły się do pogorszenia jakości rurociągów, ponieważ zbyt krótki czas przebywania wody w osadniku skutkowało przedstawianiem się osadu do rurociągów kolektora. Wprowadzona od 2003 roku systematyczna kontrola stężeń jonów baru i jonów siarczanowych na wlocie i na wylocie z osadnika, a także retencjonowanie odprowadzanych wód, pozwoliło wyeliminować ten problem.

Na rysunku 4 zobrazowane zostały stężenia jonów baru przed i po redukcji na osadniku „Jankowice” za okres trzech ostatnich lat (od VI 2003 do V 2006). Średnie stężenie jonów baru odprowadzanych przez kopalnię „Jankowice” w tym czasie wynosiło około 90 mg/dm^3 , a po redukcji na osadniku praktycznie zero. Jednocześnie analiza stężeń jonów siarczanowych odprowadzanych do osadnika z kopalni „Chwałowice” (rysunek 5) pokazuje, że ich średnie stężenie sięgało około 1050 mg/dm^3 , natomiast po zajściu reakcji strącania siarczanu baru uległo znacznemu zmniejszeniu do wartości około 300 mg/dm^3 .



Rys. 4. Stężenia jonów baru przed i po redukcji na osadniku kopalni „Jankowice” w okresie od VI 2003÷V 2006

Fig. 4. Barium ions' concentrations before and after reduction on the “Jankowice” settler in the period of VI 2003-V 2006



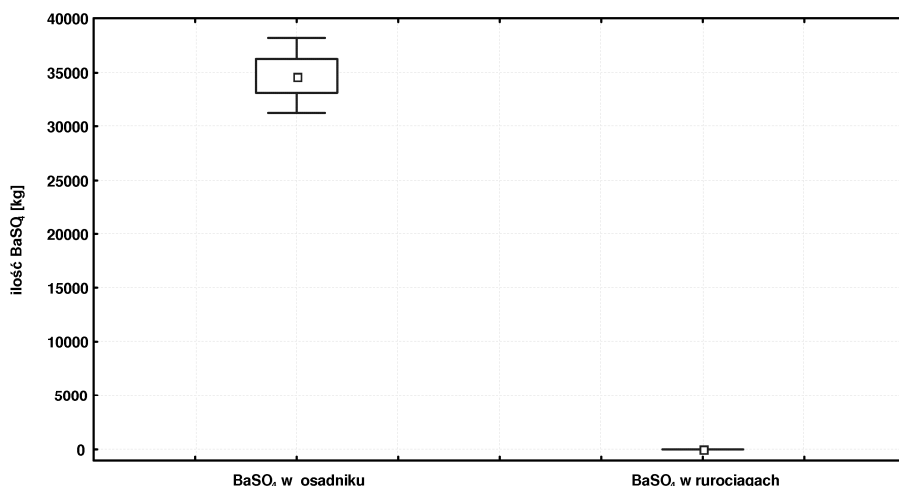
Rys. 5. Stężenia jonów siarczanowych odprowadzanych do i z osadnika kopalni „Jankowice” w okresie od VI 2003÷V 2006

Fig. 5. Concentrations of sulphates ions transported to and from the “Jankowice” settler in the period of VI 2003-V 2006

Powyższe dane zdają się potwierdzać w badaniach symulacji numerycznej przepływu cząstek stałych przez osadnik „Jankowice”, według których przyjmując najbardziej prawdopodobną ich średnicę ($7 \cdot 10^{-6}$ m), efektywność sedymentacji wynosi 99%. W związku z faktem, iż nie można dokładnie określić średnicy cząstek siarczanu baru [13], aby zabezpieczyć rurociągi przed ewentualnym przedostawaniem się do nich osadu, uzasadnione wydaje się być, ze względów profilaktycznych, wydłużenie czasu przebywania chemicznie różnych wód w osadniku.

W okresie trzech ostatnich lat w osadniku kopalni średnio na miesiąc strącało się nieco poniżej 35000 kg siarczanu baru (rysunek 6), a zarazem w rurociągu nie wytrącał się on praktycznie w ogóle. Oznacza to, że jego usuwanie było niemalże całkowite, a decydującą rolę odgrywały tutaj pierwsze godziny kontaktu odprowadzanych wód.

Zastosowanie metody strącania siarczanu baru w osadniku przykopalnianym, jakkolwiek skuteczne, powoduje pojawienie się nowego problemu związanego z zagospodarowaniem wytrąconego osadu. Wymusza to na kopalni wprowadzenie odpowiedniej technologii oczyszczania osadnika z zalegających w nich osadów, tak aby nie wyłączać go z użytku na zbyt długi okres czasu.



Rys. 6. Ilość wytrąconego w osadniku kopalni „Jankowice” i w rurociągu kolektora „Olza” siarczanu baru w okresie od VI 2003÷V 2006

Fig. 6. The amount of precipitated barium sulphate in the “Jankowice” settler and in the “Olza’s” interceptor sewer’s pipe-lines in the period of VI 2003÷V 2006

10. Podsumowanie

Zjawisko wytrącania się w rurociągach kolektora „Olza” osadów stałych siarczanu baru stanowi poważne zagrożenie dla ich stanu technicznego. Wprowadzanie odpowiednich metod ograniczenia ilości tych osadów pozwala rozwiązać ten problem. Należy pamiętać jednak, że nie każda metoda neutralizacji znajdzie swoje zastosowanie w wybranych kopalniach. Z punktu widzenia kopalni Jankowice najskuteczniejsza wydaje się być metoda sedymentacji osadów w zbiornikach przykopalnianych. Poznanie mechanizmu przebiegu sedymentacji, przy pomocy metody symulacji numerycznej, pozwoliło w przybliżony sposób określić jego efektywność. Jej wartość przy średnicy cząstek $7 \cdot 10^{-6}$ m wynosi 99%. Problemem jest jednak fakt, niema możliwości dokładnego określenia średnicy cząsteczek siarczanu baru. Przebieg procesu sedymentacji w osadniku ściśle zależy od jego geometrii i rozmieszczenia otworów wlotowych i wylotowych, a to ma wpływ na czas przebywania cząstek w osadniku. W przypadku osadnika kopalni Jankowice pomiary stężeń jonów baru i siarczanowych na wlocie i wylocie potwierdziły, że proces sedymentacji przebiega praktycznie ze 100% efektywnością.

Połączenie chemicznej analizy procesu sedymentacji z analizą jego przebiegu metodą symulacji numerycznej, a także systematyczną kontrolą stężeń jonów na wlocie i wylocie z osadnika stwarza możliwości zastosowania tej metody w innych kopalniach, jak również wykorzystania jej przy projektowaniu nowych zbiorników, tak aby zapewnić najlepsze parametry procesu.

Literatura

1. **Pluta I.:** *Wody kopalń Górnośląskiego Zagłębia Węglowego-geneza, zanieczyszczenia i metody oczyszczania.* GIG, Katowice, 2005.
2. **Pluta I.:** *Promieniotwórczość wód karbonu GZW, a ich pochodzenie określone badań izotopowych i hydrochemicznych.* Praca doktorska, AGH, Kraków, 1988.
3. **Zuber A., Pluta I.:** *Wskaźniki izotopowe i hydrochemiczne genezy solanek karbonu GZW.* Problemy hydrogeologiczne południowo-zachodniej Polski, Prace Naukowe Instytutu Geotechniki i Politechniki Wrocławskiej, 497-504, 1989.
4. **Pluta I.:** *Bar w wodach kopalń Górnośląskiego Zagłębia Węglowego.* Przegląd Górniczy, nr 4, 16-22, 1999.
5. **Pustelnik J., Pluta I., Andrejewicz M.:** *Stan techniczny rurociągu kolektora Olza i ocena możliwości jego dalszej eksploatacji.* Przegląd Górniczy, nr.1, 21-24, 1999.
6. **Cygański A.:** *Chemiczne metody analizy ilościowej.* Wydawnictwo Naukowo-Techniczne, Warszawa, 1987.
7. **Kryj K., Rudek S.:** *Ekologiczne, ekonomiczne i techniczne aspekty ograniczania zrzutu wód słonych do zbiorników powierzchniowych.* Materiały Konferencji Szkoły Eksploatacji Podziemnej, 671-679, 2004.
8. **Szczepańska J., Pluta I.:** *Bar w wodach kopalń Górnośląskiego Zagłębia Węglowego.* Przegląd Górniczy nr.4, 16-22, 1999.
9. **Orzechowski Z., Prywer J., Zarzycki R.:** *Mechanika płynów w inżynierii środowiska.* Wydawnictwo Naukowo-Techniczne, Warszawa, 372-436, 1997.
10. **Wacławik J.:** *Mechanika płynów i termodynamika.* Wydawnictwo AGH, Kraków, 323-340, 1993.
11. **Bandrowski J., Merta H., Ziolo J.:** *Sedymentacja zawieszin. Zasady i projektowanie.* Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice, 1995.
12. **Fluent 6.1 Documentation User's Guide: "Discrete Phase Models"**.
13. **Lebecka J.:** *Metoda i technologia oczyszczania z radu wód dołowych typu B.* GIG Katowice, 1994.
14. **Majcherek H.:** *Podstawy hydromechaniki w inżynierii oczyszczania wody.* Wydawnictwo Politechniki Poznańskiej, 45-48, 2006.

Sedimentation of Barium Sulphate in Settler as a Method of Limitation of Solid Residues in Jankowice Outflow Pipe-line

Abstract

The article treats about the process of barium sulphate deposits flow through the Jankowice's settling tank.

"Jankowice" coal mine transports its mine waters through the "Olza" retaining-dose system. The waters' chemical character strongly depends on the hydrological lay of land of the south-western part of Upper Silesia. The different chemical character of transported waters is a main reason for precipitation of solid sediments in the interceptor-sewer's pipe-lines. This leads to their overgrowing with sediment, increasing of water pumping energy and, in the end, necessity of overhaul repairs. Therefore, it is very important to get to know the chemical character of mine waters through the years. Authors described changes of the barium and sulphates ions' concentrations in the water transported to the river from "Jankowice" and "Chwalowice" coal mines in the period of VI 2003-V 2006. From 1993 "Jankowice" mine, through the medium of one big settling tank, drains off its waters with increased concentration of barium ions, and also waters of increased concentration of sulphate ions coming from "Chwalowice" coal mine. The process of precipitation of barium sulphate is almost immediate and it is a source of huge technical problems for the interceptor sewer. It is also very important to analyze the process of chemical sedimentation of barium sulphate by usage of chemical equations. This allows to estimate the amount of sulphates ions needed to precipitate barium ions.

Due to the strong contaminations of "Jankowice" and "Chwalowice" waters special water cleansing methods were introduced. They were focused on removing barium and sulphate ions and most of them were highly effective. Unfortunately the amount of sulphates ions used in certain methods was insufficient to remove whole barium ions. Therefore, there was another method used. The process of precipitation of barium sulphate is being proceed at the source, that is in the settling tank. In order to prevent penetrating the remaining barium sulphate into the pipe-lines it is necessary to get to know the process of its sedimentation and its efficiency.

Numerical simulation of the solid particles flow (barium sulphate) proceeded in this article throughout Fluent 6.1, is the way of describing the sedimentation process. Usage of the two-phase model flow throughout the calculations of the velocity field and trajectory of barium sulphate particles, allows to pinpoint the sedimentation efficiency and the particles' descending time (time

of particles being in the settler). The calculated sedimentation efficiency for the particles of $7 \cdot 10^{-6}$ m diameter for the “Jankwice” settler was 99%, which means that the whole barium ions were precipitated. Unfortunately difficulties with clear specification of the barium sulphate particles’ diameter reflect on the appraising their free descending velocity and in the end on the sedimentation efficiency. The sedimentation efficiency and descending time depend also on the settler geometry, inlet and outlet placing (water inflow and outflow), and flowing water volume flux. Thus, the same sedimentation process proceeded in geometrically different settler would give different sedimentation efficiency.

Numerical calculations of the different mass flux suspension flow through the settlers of different geometry allow to demonstrate the process of sedimentation. This knowledge might be useful during the settlers’ modernization. Not only does it concern the optimization of the settlers’ shape and arranging inlet and exit cavities but also designing new objects.



Określenie wpływu dodania do paleniska katalizatora REDUXCO na skuteczność i niezawodność pracy kotła WR 15-N w ciepłowni w Strzelcach Opolskich

Włodzimierz Przybylski, Marek Majcher,

Leszek Borkowski, Aleksandra Jaroszek

DAGAS Sp. z o.o – Główny Dystrybutor REDUXCO, Warka

1. Wstęp

Problem bezpieczeństwa energetycznego kraju staje się obecnie jedną z kluczowych barier naszego rozwoju gospodarczego. Dlatego ogromne znaczenie ma kwestia oszczędności głównych surowców energetycznych, a także problem ich możliwie najbardziej efektywnego spalania ze względu na ochronę środowiska. m.in. [1 do 11]. Tej problematyce poświęcona jest niniejsza publikacja.

Katalizator REDUXCO wpływa w istotny sposób na kinetykę spalania paliw skutkującą zmianą charakterystyki widma promieniowania, przesuwając jego intensywność od podczerwieni do ultra fioletu. Bezpośrednim efektem tychże zmian jest wyraźne zmniejszenie wysokości płomienia oraz zwiększenie emisji ciepła poprzez promieniowanie. Wymusza to konieczność kontrolowanego ograniczania masy dostarczanego paliwa niezbędnego dla wygenerowania określonej ilości ciepła. Ponadto, poprawa efektywności spalania skutkuje zmniejszeniem zawartości części palnych w popiele i żużlu, a także redukcją koncentracji

tlenku węgla w spalinach oraz zmniejszeniem ładunku gazowych produktów spalania odprowadzanych do atmosfery w przeliczeniu na jednostkę generowanej energii. Roztwór katalizatora podczas spalania przyspiesza jonizację gazowych komponentów, zwiększa szybkość mieszania się tlenu z masą palną polepszając w ten sposób utlenianie i proces spalania kosztem powierzchni chemicznego styku masy palnej i utleniacza. W rezultacie oddziaływania roztworu domieszki w strefie spalania eliminowane są strefy, w których znajduje się niewystarczająca ilość powietrza.

2. Metodyka badań

Zasadniczym celem badań było sprawdzenie wpływu katalizatora REDUXCO na proces spalania i sprawność pracy kotła. Przedmiotem pomiarów(badań), był kocioł wodny, rusztowy typu WR 15-N, zainstalowany w Ciepłowni w Strzelcach Opolskich. Kocioł WR 15-N, to kocioł rusztowy, wodny o mocy 17 MW, temperatura wody wlot/wylot – 70/150°C.



Rys. 1. Kotłownia Ciepłowni w Strzelcach Opolskich
Fig. 1. Boiler Room of Heat Plant in Strzelce Opolskie

Badania rozpoczęto 9.12.2009. Katalizator REDUXCO dozowano do powietrza prowadzonego pod ruszt za pomocą 2 dysz oraz pompy dozującej. Ilość podawanego katalizatora została obliczona w oparciu o bieżące zużycie węgla według algorytmu określonego przez wykonawcę. Dane wykorzystane do obliczeń zostały dostarczone przez Ciepłownię.

4. Opis i analiza wyników badań

Zastosowanie katalizatora REDUXCO pozwoliło w bardzo krótkim okresie testowym na uzyskanie wymiernych efektów – tabela 1. Nastąpił wzrost ilości uzyskanej energii ze zużycia 1[t] węgla o **7,56%**, co przekłada się na oszczędność paliwa, która wyniosła **7,84%**. Zmniejszyła się zawartość CO w spalinach o **13,7%**, a zawartość tlenu zmniejszyła się o **13,6%**. Po zastosowaniu katalizatora REDUXCO zaobserwowano bardziej stabilną i wydajną pracę kotła. Nastąpiło jego oczyszczenie. Niemniej jednak nie było możliwości całkowitych efektów działania katalizatora pod względem emisji substancji do powietrza (CO_2 , NO_x , SO_x), oraz zawartości części palnych w popiele i żużlu, z powodu braku danych do analizy. Katalizator REDUXCO intensyfikuje proces spalania, w wyniku jego działania zaleca się zmniejszenie współczynnika nadmiaru powietrza. Dodatkowym efektem uzyskanym w ten sposób będzie obniżenie straty wylotowej i podwyższenie temperatury spalania co w efekcie będzie skutkowało kolejnym podwyższeniem sprawności i zmniejszeniem zapotrzebowania na paliwo. Reasumując, osiągnięty wynik ukazuje ogromne możliwości do dalszej współpracy ze stosowaniem REDUXCO.

W tabeli 1 przedstawiono wyniki badań wpływu dodatku katalizatora REDUXCO na pracę kotła.

Biorąc pod uwagę dane (tabela 1), nastąpił wzrost ilości uzyskanej energii ze zużycia 1[t] węgla o **7,56%** teoretyczna ilość zaoszczędzonego paliwa przy uzyskanej energii: $(998,9 \times 0,051) - 47,45 = 3,6$ t/dobę. Co stanowi **7,84%** zaoszczędzonego paliwa.

Wykres na rys. 2 przedstawia osiągnięte wyniki wzrostu wytworzonej energii dobowej w porównaniu z okresem poprzedzającym stosowanie katalizatora REDUXCO.

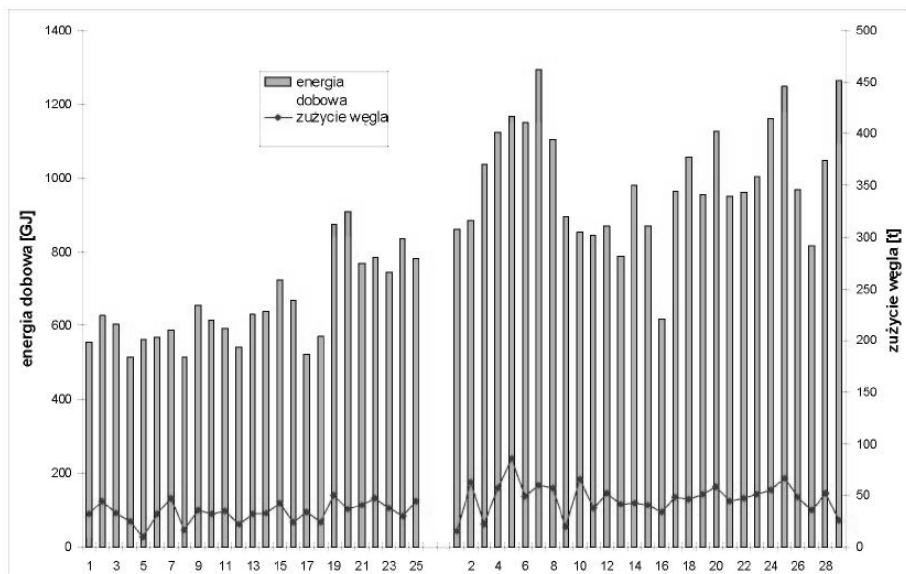
Po analizie dostarczonych danych – rys. 3 zauważalny jest spadek emisji tlenu węgla CO z **3,73%** do **3,22%**, co stanowi *zmniejszenie zawartości CO* o **13,7%** podczas stosowania REDUXCO. Przekłada się to bezpośrednio na zmniejszenie straty niepełnego spalania.

Tabela 1. Wyniki badań
Table 1. Results of experiments

	z Reduxco*	bez Reduxco**
moc kotła [MW]	11,56	7,57
uzyskana energia [GJ]	998,90	656,04
zużycie węgla [t]	47,45	33,53
zużycie węgla [t] 1[GJ] energii	0,047	0,051
ilość uzyskanej energii z 1 [t] węgla	21,05	19,57

* *średnie dobowe za okres 10.12.2009. – 7.01.2010.*

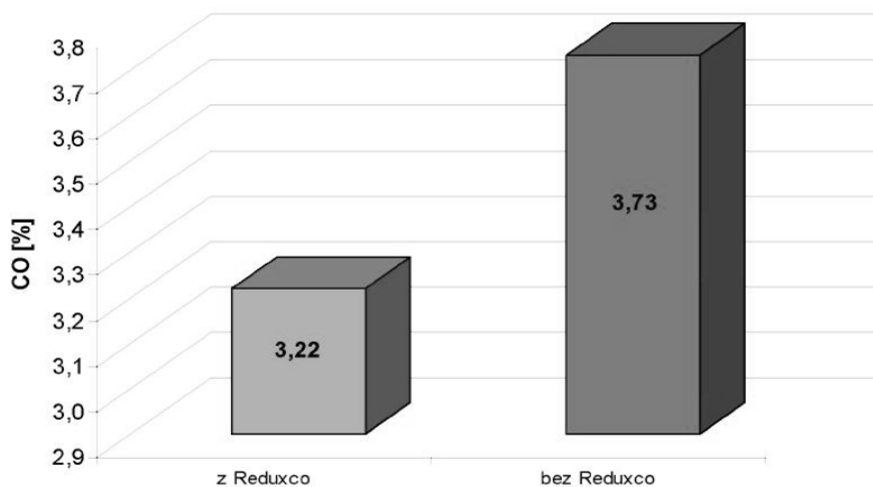
** *średnie dobowe za okres 14.11. – 8.12.2009.*



Rys. 2. Wykres zależności zużycia węgla od energii dobowej

Fig. 2. Coal use vs. daily energy

W wyniku działania katalizatora Reduxco – rys. 4 nastąpiło całkowite oczyszczenie z osadów powierzchni ogrzewalnych kotła oraz podgrzewaczy. Ostatnie przeprowadzane czyszczenie kotła miało miejsce 6.11.2009. Od tego czasu kocioł nie wymagał czyszczenia, jednocześnie kocioł pracował wydajniej niż bez katalizatora REDUXCO. Standardowo kocioł czyszczony był co miesiąc.



Rys. 3. Porównanie zawartości CO bez katalizatora REDUXCO oraz z zastosowaniem katalizatora

Fig. 3. CO content with and without REDUXCO catalyst application

Wraz z procesem ustawicznego czyszczenia powierzchni ogrzewalnych i zablokowania narastania osadów wzrasta poziom niezawodności pracy kotła. Z powodu braku potrzeby zatrzymywania kotła do czyszczenia wzrasta jego średnioroczny czas dostępności. Wraz ze zwiększeniem sprawności energetycznej kotła wynikającej z polepszenia kinetyki płomienia wewnątrz kotła oraz z polepszenia sprawności procesu wymiany ciepła znacząco wzrasta roczna efektywność pracy kotła.

Niemniej jednak przedstawione powyżej badania i ich opis należy uznać za zapoczątkowanie badań obszerniejszych jak w tytule publikacji. Otóż, dla potwierdzenia spostrzeżeń wynikających z badań opisanych w tej publikacji, należałoby tego typu próby jeszcze kilkakrotnie powtórzyć, zbliżając się maksymalnie, na tyle ile to możliwe w warunkach przemysłowych, do warunków porównywalnych w trybie pracy tych urządzeń.

Należy zauważyć, iż w przypadku tej publikacji warunki te, tzn. z użyciem i bez użycia katalizatora REDUXCO, jednak różniły się – jak zauważył recenzent prof. dr hab. inż. Aleksander Szkarowski o ponad 50%. Praca kotła w trybie bardziej zbliżonym do mocy nominalnej, prawdopodobnie wykazała by większą sprawność oraz mniejszą emisję CO i niższą zawartość tlenu w spalinach.



Rys. 4. Wnętrze kotła WR 15-N po zastosowaniu katalizatora
Fig. 4. Interior of WR 15-N boiler after application of a catalyst

Powtórzenie takich badań powinno dopiero potwierdzić wskazaną w tej publikacji na podstawie przedstawionych badań oszczędność paliwa wynoszącą około 7,84%. Badania w takim zakresie, weryfikujące tu przytoczone rezultaty, będą kontynuowane w skali prób przemysłowych w innych ciepłowniach oraz będą przedmiotem kolejnych publikacji zgłoszonych do niniejszego czasopisma Rocznik Ochrony Środowiska w następnych latach.

5. Wnioski

Przeprowadzone badania pozwalają wyciągnąć ogólne wnioski.

1. Zaoszczędzono 7,84% paliwa względem okresu bez stosowania katalizatora REDUXCO.
2. Uzyskano wzrost ilości energii ze zużycia 1t węgla o 7,56%.
3. Uzyskano zmniejszenie zawartości CO w spalinach o 13,7%.
4. Nastąpiło zmniejszenie zawartości tlenu w spalinach o 13,6%.
5. Praca kotła stała się wydajniejsza.
6. Nastąpiło całkowite oczyszczenie powierzchni wewnętrznych kotła.

Literatura

1. **Gorzka Z., Żarczyński A., Paryjczak T., Kazimierczak M., Zaborowska M.:** *Całkowite utlenianie katalityczne lotnych chloro pochodnych występujących w ciekłych odpadach przemysłowych z syntezy organicznej.* Rocznik Ochrona Środowiska Tom 11, Rok 2009.
2. **Hehlmann J., Pietrasik E., Kujawska E., Banin D.:** *Aparat hybrydowy ze złożem ziarnistym w instalacji spalania odpadów.* Rocznik Ochrona Środowiska Tom 11, Rok 2009,
3. **Miller U.:** *Praktyczne aspekty spalania biomasy w kotłach rusztowych. Doświadczenia eksploatacyjne.* Rocznik Ochrony Środowiska. Tom 11, Rok 2009.
4. **Naskręt L., Szkarowski A.:** *Udoskonalone sposoby akumulacji i rozdziału ciepła w instalacjach grzewczych.* Rocznik Ochrona Środowiska Tom 11, Rok 2009.
5. **Piecuch T.:** *Termiczna utylizacja odpadów - wdrażać czy nie?* Monografia. Komisja Ekosfery z siedzibą w Szczecinie, Polska Akademia Nauk, Oddział Gdańsk, 1999.
6. **Piecuch T., Dąbek L., Juraszka B.:** *Spalanie i piroliza odpadów oraz ochrona powietrza przed szkodliwymi składnikami spalin.* Podręcznik Politechniki Koszalińskiej, stron 529, 2002.
7. **Piecuch T., Dąbrowski J., Dąbrowski T.:** *Badania laboratoryjne nad możliwością termicznej utylizacji produkcyjnych odpadów poliestrowych.* Rocznik Ochrona Środowiska Tom 11, Rok 2009.
8. **Piecuch T.:** *Zarys metod termicznej utylizacji odpadów.* Wydawnictwo Politechniki Koszalińskiej. Podręcznik, Koszalin 2006.
9. **Rosik-Dulewska Cz.:** *Podstawy gospodarki odpadami.* Wydawnictwo PWN, Warszawa 2007.

10. **Szkarowski A.:** *Kompleksowy problem ochrony atmosfery na początku nowego tysiąclecia.* Rocznik Ochrona Środowiska Tom 9, Rok 2007.
11. **Uliasz-Bocheńczyk A., Mokrzycki E.:** *Gospodarka pierwotnymi nośnikami energii w Polsce a ochrona środowiska przyrodniczego.* Rocznik Ochrony Środowiska. Tom 11, Rok 2009.

Impact of REDUXCO Catalyst Addition to Incineration Chamber on Effectiveness and Reliability of WR 15-N Boiler Work in Heating Plant in Strzelce Opolskie

Abstract

REDUXCO catalyst has relevant effect on the kinetics of fuel combustion resulting in changing the characteristics of radiation spectrum, moving its intensity from infrared to ultra violet. The immediate effect of such changes is clear reduction of flame height and increase of heat emissions through radiation. This forces the need of controlled reduction of fuel amount necessary to generate a certain amount of heat. In addition, improvement of combustion efficiency causes decrease of combustible parts in ash and slag, and reduction of concentration of carbon monoxide in exhaust gas and reduction of load of combustion products discharged into the atmosphere per unit of energy generated. During incineration REDUXCO solution accelerates ionization of combustion gas components, increases rate of mixing of oxygen with a combustible mass thereby improving oxidation and combustion process at the expense of surface of chemical contact of oxidizer and combustible mass. As a result REDUXCO addition to the combustion zone areas with insufficient oxygen content are eliminated.

The main purpose of the study was to examine the impact of REDUXCO catalyst on the combustion process and the efficiency of boiler. The object of measurements (study), was a water boiler of grate type WR 15-N, installed in the Heat Plant in Strzelce Opolskie.

The studies allow to draw general conclusions.

- 7.84% of fuel was saved in comparison with period without using REDUXCO catalyst.
- Amount of energy obtained from 1t of coal increased 7.56%.
- CO content in exhaust gases decreased 13.7%.
- Oxygen content in exhaust gases decreased 13.6%.
- Boiler became more efficient.
- Complete cleaning of inside surfaces of boiler took place.

Adresy kontaktowe członków Komitetu Redakcyjnego Redaktorzy Działowi

Przewodniczący

prof. dr hab. inż. Tadeusz Piecuch
Kierownik Katedry Techniki Wodno-Mułowej
i Utylizacji Odpadów Politechniki
Koszalińskiej,
ul. Śniadeckich 2,
75-453 Koszalin
tel. służbowy +943478525,
tel. kom. 609800439

Redaktor działu – technika
wodno-ściekowa i utylizacja
odpadów

Z-ca Przewodniczącego

prof. dr hab. inż. Wojciech Piotrowski
Kierownik Katedry Biologicznych Podstaw
Rolnictwa Politechniki Koszalińskiej,
ul. Raławicka 15-17,
75-620 Koszalin
tel. służbowy +943478301

Redaktor działu – rolnictwo
ekologiczne

Z-ca Przewodniczącego

prof. dr hab. inż. Aleksander Szkarowski –
Saint-Petersburg State University of Architecture
and Civil Engineering (SPSUACE)
2-nd Krasnoarmejskaia St. 4,
190005 St. Petersburg, Russia
tel. +78125750535
Katedra 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 Politechniki
Koszalińskiej,
ul. Kwiatkowskiego 6e,
75-343 Koszalin
tel. służbowy +943439149

Redaktor działu – ekonomika
ochrony środowiska

Prof. dr hab. inż. Józef Domagała

Przewodniczący Komisji Ekosfery PAN
Kierownik Katedry Zoologii Ogólnej
Uniwersytetu Szczecińskiego,
ul. Felczaka 3C,
71-412 Szczecin
tel. służbowy +914441623

Redaktor działu – rezerwy
przyrody – ochrona życia
i zdrowia zwierząt

Prof. dr hab. inż. Tadeusz Hryniewicz

Kierownik Katedry Elektrochemii
i Technologii Powierzchni Politechniki
Koszalińskiej,
ul. Raławicka 15-17,
75-620 Koszalin
tel. służbowy +943478244
e-mail: tadeusz.hryniewicz@tu.koszalin.pl

Redaktor działu – współpraca
z zagranicą

Lek. med. Seweryn Jurgielaniec

były Poseł I, II, III, IV Kadencji Sejmu RP,
ul. 1 Maja 26/1,
78-200 Białogard
tel. kom. 0602 788 544

Redaktor działu – ochrona
zdrowia

Prof. dr hab. inż. Hanna Obarska-Pempkowiak

Kierownik Katedry Technologii Wody
i Ścieków Politechniki Gdańskiej,
ul. Narutowicza 11/12,
80-952 Gdańsk
tel. służbowy +583472319

Redaktor działu –
biotechnologia

Prof. dr hab. inż. Michał Palica

Katedra Inżynierii Chemicznej i Procesowej
Politechniki Śląskiej,
ul. M. Strzody 7,
44-100 Gliwice
tel. służbowy +322372832

Redaktor działu – inżynieria
i aparatura chemiczna

Prof. dr hab. Janusz Pempkowiak

Dyrektor Instytutu Oceanologii PAN,
ul. Powstańców Warszawy 55,
81-712 Sopot
tel. służbowy +585517281

Redaktor działu – chemia
i biochemia morza, jezior
i rzek

Prof. dr hab. inż. Czesława Rosik-Dulewska

Dyrektor Instytutu Podstaw Inżynierii
Środowiska PAN, Zabrze,
ul. M. Skłodowskiej-Curie 34,
41-819 Zabrze
tel. służbowy +322716481, +322717040

Redaktor działu – ochrona
powierzchni ziemi

Prof. dr hab. inż. Mirosław Szklarczyk

Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska,
Politechnika Wrocławska,
Wybrzeże Wyspiańskiego 27,
50-370 Wrocław
tel. służbowy +713202055

Redaktor działu – ochrona
powietrza, neutralizacja
i odpylanie gazów

Prof. dr hab. Kazimierz Szymański

Dziekan Wydziału Budownictwa i Inżynierii
Środowiska Politechniki Koszalińskiej
Kierownik Katedry Gospodarki Odpadami,
ul. Śniadeckich 2,
75-453 Koszalin
tel. służbowy +943478570

Redaktor działu – chemia

**Addresses of Editorial Committee members
Section's editors**

Chairman,
Professor Tadeusz Piecuch,
Head of the Division of Water-Sludge
Technology and Waste Utilization, Koszalin
University of Technology,
Śniadeckich 2,
75-453 Koszalin
Tel. +48943478525,
mobile +48609800439

Editor-in-Chief,
Water-Sludge Technology
and Waste Utilization

Vice-Chairman,
Professor Wojciech Piotrowski,
Head of the Division of Biological Agriculture
Fundamentals, Koszalin University of Technology,
Raławicka 15-17,
75-620 Koszalin
Tel. +48943478301

Associate Editor,
Ecological Agriculture

Vice-Chairman,
Professor Aleksander Szkarowski
Saint-Petersburg State University of Architecture
and Civil Engineering (SPSUACE)
2-nd Krasnoarmejskaia St. 4,
190005 St. Petersburg, Russia,
phone +78125750535
Division of Networks and Sanitary Installations
Koszalin University of Technology,
Śniadeckich 2,
75-453 Koszalin
Tel. +48943478588

Associate Editor,
Power Industry, Networks
and Installations

Professor Włodzimierz Deluga

Head of Division of Marketing, Koszalin
University of Technology,
Kwiatkowskiego 6E,
75-620 Koszalin
Tel. +48943439149

Associate Editor,
Economics of
Environment Protection

Professor Józef Domagała

Chairman of Ecosphere Commission of PAS,
Head of Division of General Zoology,
University of Szczecin,
ul. Felczaka 3C,
71-412 Szczecin
Tel. +48914441623

Associate Editor,
Nature Reserves,
Protection
of Life and Health
of Animals

Professor Tadeusz Hryniewicz

Head of the Division of Electrochemistry
and Surface Technology, Koszalin University
of Technology,
Raławicka 15-17,
75-620 Koszalin
Tel./Fax: +48943478244,
e-mail: tadeusz.hryniewicz@tu.koszalin.pl

Associate Editor,
Surface Electrochemistry,
Foreign Affairs and
International Co-operation

MD Seweryn Jurgielaniec

ex MoP of The Sejm of the Republic of Poland,
1 Maja 26/1,
78-200 Białogard
mobile +48602788 544

Associate Editor,
Health Protection

Professor Hanna Obarska-Pempkowiak

Head of Division of Water and Sewage
Technology, Gdańsk University of Technology,
Narutowicza 11/12,
80-952 Gdańsk
Tel. +48583472319

Associate Editor,
Biotechnology

Professor Michał Palica

Division of Chemical and Process Engineering,
Silesian University of Technology,
M. Strzody 7,
44-101 Gliwice
Tel. +48322372832

Associate Editor,
Chemical Engineering
and Equipment

Professor Janusz Pempkowiak,

Head of Institute of Oceanology Polish Academy
of Sciences,
Powstańców Warszawy 55,
81-712 Sopot
Tel. +48585517281

Associate Editor,
Sea, Lake and River
Chemistry and
Biochemistry

Professor Czesława Rosik-Dulewska

Head of Institute of Environmental Engineering
Polish Academy of Sciences, Zabrze,
M. Skłodowskiej-Curie 34,
41-819 Zabrze
Tel. +48322716481, +48322717040

Associate Editor,
Land Surface Protection

Professor Mirosław Szklarczyk

Institute of Environment Protection Engineering,
Wrocław University of Technology,
Wybrzeże Wyspiańskiego 27,
50-370 Wrocław
Tel. +48713202055

Associate Editor,
Air Protection, Gas
Neutralization
and De-Dusting

Professor Kazimierz Szymański

Dean of Faculty of Civil And Environmental
Engineering, Koszalin University of Technology,
Head of Division of Waste Management
Śniadeckich 2,
75-453 Koszalin
Tel. +48 94 3478570

Associate Editor,
Chemistry

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
D-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. Wiejska 45 C, 15-351 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. Raławicka 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. Wólczajska 223, 90-924 Łódź
- Biblioteka Politechniki Poznańskiej
pl. M. Skłodowskiej-Curie 5, 60-965
- Biblioteka Politechniki Szczecińskiej
ul. K. Pułaskiego 10, 70-310 Szczecin
- Biblioteka Politechniki Śląskiej w Gliwicach
ul. Kaszubska 23, 44-100 Gliwice
- Biblioteka Politechniki Śląskiej filia w Katowicach
ul. Krasieńskiego 8, 40-019 Katowice
- Biblioteka Politechniki Warszawskiej
pl. Politechniki 1, 00-661 Warszawa
- Biblioteka Politechniki Wrocławskiej
Wybrzeże S. Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław

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
D-30167 Hannover

Polish National Library
al. Niepodległości 213, 02-086 Warszawa

Library of Institute of Environmental Engineering
of the Polish Academy of Sciences
ul. M. Curie Skłodowskiej 34, 41-819 Zabrze

Library of Białystok University of Technology
ul. Wiejska 45 C, 15-351 Białystok

Library of Częstochowa University of Technology
Aleja Armii Krajowej 36, 42-200 Częstochowa

Library of Gdańsk University of Technology
ul. G. Narutowicza 11/12, 80-952 Gdańsk

Library of Koszalin University of Technology
ul. Raclawicka 15/17, 75-620 Koszalin

Library of Kraków University of Technology
ul. Warszawska 24, 31-155 Kraków

Library of Lublin University of Technology
ul. Nadbystrzycka 36A, 20-618 Lublin

Library of Łódź University of Technology
ul. Wólczańska 223, 90-924 Łódź

Library of Poznań University of Technology
pl. M. Skłodowskiej-Curie 5, 60-965

Library of Szczecin University of Technology
ul. K. Pułaskiego 10, 70-310 Szczecin

Library of Silesian University of Technology in Gliwice
ul. Kaszubska 23, 44-100 Gliwice

Library of Silesian University of Technology branch in Katowice
ul. Krasieńskiego 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